2021-2023
Master 2
Mention BEE – Parcours Ecologie Eco-ingénierie des zones humides

Evaluation de l'état de conservation du réseau de mares sur le site Natura 2000 « Petite Montagne du Jura »

Mémoire de stage

Alexia Rodrigues

Sous la direction de M. Jean Secondi

Stage réalisé au sein de la communauté de commune « Terre d'Emeraude Communauté », service Natura 2000

Du 1er mars au 31 août 2022

Maîtresse de stage : Mme Anne-Sophie Mennetrier

outenu publiquement le
7 septembre 2022

AVERTISSEMENT

L’université n’entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les travaux des étudiant·es : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

ENGAGEMENT DE NON PLAGIAT

Je, soussigné (e) ALEXIA RODRIGUES,

Déclare être pleinement conscient(e) que le plagiat de documents ou d'une partie d'un document publiés sur toutes formes de support, y compris l'internet, constitue une violation des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée. En conséquence, je m'engage à citer toutes les sources que j'ai utilisées pour écrire ce rapport ou mémoire.

Signature : ALEXIA RODRIGUES

Remerciements

Je tiens tout d'abords à remercier Madame Anne-Sophie Mennetrier, chargée de mission NATUA 2000 sur le site « Petite Montagne du Jura », pour m'avoir accompagnée et conseillée tout au long de ce stage.

Je tiens également à remercier toutes les personnes qui m'ont aidé à avancer tout au long de ce projet en m'apportant leur aide et leurs connaissances :

- Céline Roux, chef de su service Natura 2000, pour la confiance accordée au sein de la structure

- Clément Giacomo, Chargé de mission Natura2000, pour ses conseils en SIG

- Maëlys Boton, stagiaire pour Terre d'Emeraude communauté, pour sa compagnie et son soutien tout au long de ce stage

- L'ensemble des bénévoles qui m'ont accompagné sur le terrain, lors des inventaires amphibiens nocturnes

Enfin, je remercie chaleureusement l'ensemble des membres du personnel du Pôle Arinthod de Terre d'Emeraude Communauté pour leur accueil chaleureux, leur bonne humeur et pour l'enrichissement personnel que tous m'ont apporté durant ce stage.

Liste des abréviations

PMJ : Petite Montagne du Jura

EIC : Espèce d'intérêt communautaire

IECMA : Indice de conservation des mares à amphibiens

N2000 : Natura 2000

SIC : Site d'importance communautaire

SIG : Système d'information géographique

ZNIEFF : Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique

Sommaire

Avertissement……1

Engagement de non-plagiat……2

Remerciements……3

Liste des abréviations……4

Sommaire……5

Rapport bibliographique……7

Introduction……8

1. Diversité et valeurs écologiques des micro-écosystèmes aquatiques stagnants……9
   - 1.1. Mares et petits plans d'eau : des écosystèmes multiples……9
   - 1.2. Services écosystémiques associés aux micro-écosystèmes aquatiques stagnants……9
     - 1.2.1. Les « mares » comme alliés face aux défis des changements climatiques……9
     - 1.2.2. De véritables « hot spot » de biodiversité……10
2. Fonctionnement en réseau des micro-écosystèmes aquatiques stagnants : un enjeu fort pour le maintien de la biodiversité……11
   - 2.1. Comment s'organisent les connectivités écologiques au sein des « réseaux de mares » ?……11
   - 2.2. Importance des habitats terrestres pour la biodiversité……13
   - 2.3. Réseaux d'habitats et originalité des peuplements……14
3. Evaluer l'état de conservation des réseaux de mares : Enjeux et difficultés méthodologiques……15
   - 3.1. Le choix du taxon indicateur, entre pertinence écologique et réalité opérationnelle……15
   - 3.2. Evaluer et comparer des habitats hétérogènes, un travail complexe……16
   - 3.3. Difficultés liées à la modélisation des connectivité fonctionnelles……17

Conclusion……18

Bibliographie……19

Rapport analytique……23

Présentation de la structure d'accueil……24

Introduction……25

1. Matériel et méthode……27
   - 1.1. Présentation de la zone d'étude : Site Natura2000 « Petite Montagne du Jura » ……27
   - 1.2. Présentation du taxon : Le Triton crêté (Triturus cristatus, Laurenti, 1768) ……28
   - 1.3. Inventaire des sites et des populations d'amphibiens ……28
   - 1.4. Evaluation de l'état écologique des points d'eau à l'échelle locale……29
     - 1.4.1. Estimation de l'Indice IECMA……29
     - 1.4.2. Analyses statistiques ……30
   - 1.5. Analyse des connectivités fonctionnelles ……31
     - 1.5.1. Carte d'occupation des sols……31
     - 1.5.2. Carte de friction……31
     - 1.5.3. Modélisation des connectivités écologiques……31
2. Résultats……33
   - 2.1. Caractéristiques générales des points d'eau……33
   - 2.2. Résultats de l'inventaire amphibiens……35
   - 2.3. Etat de conservation des points d'eau……36
   - 2.4. Analyse des connectivités fonctionnelles……38
3. Discussion……42
   - 3.1. Retour sur l'inventaire amphibien……42
   - 3.2. Etat de conservation du réseau de points d'eau……43

3.3. Connectivités fonctionnelles des réseaux d'habitats……44
3.4. Connectivités fonctionnelles des réseaux d'habitats……44
3.5. Le réseau de mare face au changement climatiques……45
3.6. Vers une amélioration de l'évaluation……46
Conclusion et démarche de priorisation……47
Bibliographie……48
Table des illustrations……49
Table de tableaux……49
Table des figures……50
Table des matières……51
Annexes……52
Annexe1 : Carte géologique simplifiée du site Natura2000 « Petite Montagne du Jura »……53
Annexe2 : Critères de définition des différentes typologies de points d'eau considérée dans l'inventaire du comme « micro-écosystèmes aquatiques stagnant »……54
Annexe 3 : Grille de notation des différents critères utilisés pour le calcul de l'indice IECMA……54
Annexe 4 : Cartographie bilan des résultats de l'évaluation IECMA sur la zone d'étude……55
Annexe 5 : Cartes de friction produites à l'issue de la procédure Biodispersal……55
Annexe 6 : Tableau de données brut utilisée pour le calcul de l'IECMA ainsi que pour les analyses statistiques……56
Annexe 7 : Cartes de friction produites à l'issue de la procédure Biodispersal……57
Annexe 8 : Exemple type d'imprécision de modélisation des linéaires de haies rencontré avec la cartographie TheiaOSO – 2022……57
Résumé……58
Abstract……59

Les micro-écosystèmes aquatiques stagnants : Enjeux de préservation et difficultés méthodologiques liée à l'évaluation de l'état de conservation de ces habitats riches et complexes

Rapport bibliographique

Introduction

Les micro-écosystèmes aquatiques stagnants sont des habitats riches et variés, auxquels de multiples services écosystémiques sont attribués (Céréghino *et al*, 2014). Cependant, en dépit de leur forte valeur écosystémique, de nombreuses menaces pèsent aujourd'hui sur ces milieux fragiles. Depuis le siècle dernier en effet, les mares et petits plans d'eau du monde entier ont fortement régressés. En Europe, environs 50% de ces milieux ont d'or est déjà disparus (EPCN, 2009. ; Sajaloli et al, 1996.). Artificialisation des sols, changement des pratiques agricoles mais aussi abandon sont autant de facteurs responsables de la disparition naturelle ou du comblement volontaire de ces points d'eau. Lorsqu'ils ne disparaissent pas, ces milieux sont soumis à des problèmes de pollutions agricoles (Roset et al, 2014. Dans Hill et al, 2021.), ou d'invasions biologiques (Dejean *et al*, 2010.) et voient leurs fonctionnalités remises en question sous l'effet des changements climatiques (Bertoncin *et al*, 2019. ; *Holgerson et Raymond, 2016.*). Enfin, comme tous les milieux naturels, le fonctionnement de ces micro-écosystèmes complexes est fragilisé par la fragmentation des habitats et l'artificialisation des sols , une menace majeure pour le maintien des métapopulations à l'échelle des paysages. Malgré l'intérêt grandissant que suscite la protection de ces habitats depuis les années 2000 (Biggs *et al*. 2017), les mares et petits plans d'eau restent globalement peu considérés dans les politiques de préservation de l'environnement (Hill et al, 2018). En France par exemple, il n'existe aucune règlementation spécifique aux mares, puisque seules les zones humides de plus de 1000m^2 bénéficient d'une réglementation (article R. 214-1- Code Env, 2021). Pour préserver ces écosystèmes fragiles et menacés, des initiatives sont néanmoins mis en place par les territoires et organismes de protection de l'environnement. Ces démarches de préservation passent avant tout par une évaluation de l'état de conservation des réseaux de mares et petits plans d'eau, une étape préalable nécessaire à tout programme de gestion des milieux naturels mais qui suscitent un certain nombre de difficultés, tant la diversité des processus agissant sur ces milieux est complexe à interpréter.

L'objectif de cette synthèse est donc de faire le point sur les différents paramètres nécessaires à la compréhension du fonctionnement écologique des micro-écosystèmes aquatiques stagnants, des enjeux de conservation associés et de mettre en évidence les principaux défis méthodologiques liés à l'évaluation de l'état de conservation de ces milieux complexes.

1. Diversité et valeurs écologiques des micro-écosystèmes aquatiques stagnants

1.1. Mares et petits plans d'eau : des écosystèmes multiples

La singularité et la valeur écologique des écosystèmes de mares tient du fait que l'on retrouve ces habitats sous de multiples formes et dans une grande diversité de contextes géographiques et environnementaux. En

effet, grâce à leur taille généralement réduite, les mares n'ont besoin que d'un bassin d'alimentation très réduit pour être fonctionnelles. Il a donc toujours été facile pour l'homme de les créer et de les implanter dans le paysage, au grès des besoins et des usages. 95% des mares sont d'ailleurs d'origine humaine. En fonction du contexte géologique, climatique et paysager dans lequel elles se trouvent, de leur origine, de leur taille, de leur régime hydrologique et même de leur usage, les micro-écosystèmes aquatiques vont développer des caractéristiques biotiques et abiotiques variées. On retrouve ainsi une multitude de typologies pour caractériser ces écosystèmes : mares permanentes ou temporaires, mares de prairie, mares forestières, mare d'abreuvement, fossé de drainage, vasques, ornières, mares de chasse, abreuvoir mais aussi bassin d'ornement, mares pédagogiques, mais aussi bassin d'orages ou encore mares de carrières…..La grande diversité typologique de ces habitats donne cependant lieu à une certaine ambiguïté lorsqu'il s'agit de définir ce qu'est une « mare », si bien qu'à ce jour aucun consensus universel n'a encore été établi. Dans la littérature internationale la distinction entre « mare » et « plan d'eau » reste par exemple très floue et c'est pourquoi dans cette synthèse on rassemblera ces entités sous le terme de « micro-écosystèmes d'eau aquatiques stagnants ».

Tableau I: *Exemple de critères de définitions des "mares » rencontrés dans la bibliographie*

Définition			**Source**
Superficie	**Profondeur**	**Autres qualificatifs**	
25m² – 2 ha	X	- Origine naturelle ou artificielle - Temporaire ou permanent	Williams *et al,* 2003
1m² – quelques ha	Quelque cm à plusieurs m	- Origine naturelle ou artificielle - Temporaire ou permanent	EPCN, 2009
1m² – 2 ha	X	- Masse d'eau stagnante	Williams *et al,* 2010
1m² – 5000 m²	< 2m	- Superficie plus petit qu'un étang	Orteli *et al*, 2013
< 1 ha		- "very small pond"	Holgerson, 2016
1m² – 10000m²	40cm- 300cm	- Petite zone humide en eau libre « PZHEL » - Temporaire ou permanente	Maillet et al, 2017
< 2ha	X	- Masse d'eau lentique	De Meester et al,2005

1.2. Services écosystémiques associés au micro-écosystèmes aquatiques stagnants

1.2.1. Les « mares » comme alliés face aux défis des changements climatiques

Longtemps ignorés, les services écosystémiques rendus par les mares sont aujourd'hui reconnus et suscitent l'intérêt de la communauté scientifique. Un intérêt d'autant fort que ces écosystèmes pourraient constituer des outils pertinents pour faire face à certains défis environnementaux liés aux changements climatiques (EPCN, 2008., Biggs *et al*, 2017.).

Les millions de mares et petits plans d'eau disséminés à la surface de la Terre représentent globalement 30% de la surface globale des ressources en eau douce stagnante de la planète (Downing *et al,* 2006, EPCN, 2009.), soit une ressource en eau non négligeable. En effet, à l'échelle d'un bassin versant ces petits points d'eau participent à la recharge des aquifères, et ont aussi un effet tampon efficace pour atténuer

l'ampleur des crues et des inondations. *(*Quinn *et al,* 2007*.,* Bullock et Acreman, 2003*).* Avec leur petit bassin versant et grâce à leurs propriétés naturelles d'épuration les mares peuvent aussi localement participer à l'amélioration la qualité physico chimique de l'eau**.** (Arheimer *et al*, 2016., Steidl *et al*, 2008.). En contexte agricole l'utilisation des mares comme outil de purification des eaux de drainage a d'ores et déjà fait ses preuves (Steidl *et al*, 2008., EPCN,2008**.)**. Enfin, les mares auraient aussi une fonction de puits de carbone non négligeable. D'après une étude menée par *Downing et al* (2008), une mare agricole de 500 m^2 est capable de séquestrer 1000kg de carbones par an, et serait ainsi plus efficace que les océans pour absorber le CO2.

1.2.2. De véritables « hot spots » de biodiversité

A l'heure où l'érosion de la biodiversité constitue une menace majeure pour la pérennité des écosystèmes sur Terre, l'un des services écosystémiques les plus essentiel que l'on peut attribuer aux micro-écosystèmes aquatiques stagnants est très certainement la capacité qu'ont ces milieux à héberger une diversité d'espèces considérable (Boix *et al*, 2010). En effet, la grande diversité des micro-écosystèmes d'eau douce permet de créer une multitude de micro-habitats aquatiques propices à l'expression de communautés biologiques tout aussi diversifiées. C'est pourquoi, la diversité des mares et petits plans d'eau est souvent supérieure et significativement plus riche en espèces rares que celle comparativement retrouvées sur d'autres écosystèmes aquatiques ou humides plus étendus et homogènes (Davies *et al*, 2008. ; Orteli *et al*, 2002. ; Williams *et al*, 2003.).

La diversité biologique qui peuple les mares et petits plans d'eau se compose de groupes taxonomiques variés, plus ou moins inféodés au milieu aquatique : végétation aquatique et semi aquatiques, amphibiens, invertébrés aquatiques, mais aussi une multitude d'espèces terrestres (mammifères, oiseaux, reptiles) pour qui ces écosystèmes riches en biomasse constituent une source d'alimentation précieuse. Les micro-écosystèmes aquatiques stagnants forment ainsi des réseaux écologiques complexes et structurés qui génèrent des flux de biomasse conséquents et jouent donc un rôle non négligeable pour l'équilibre des écosystèmes à une échelle plus large. Un potentiel d'accueil de ces habitats est néanmoins variable selon les typologies l'habitat. Globalement, les points d'eau permanents de tailles plus importantes sont propices à une grande diversité d'espèces, notamment des espèces spécifiques aux habitats évolués et de bonne qualité physico chimique. A l'inverse, les écosystèmes les plus temporaires comme les ornières forestières, ou certains fossés de drainage sont généralement moins biogènes. Ils sont associés à un cortège d'espèces pionnières plus restreint, capables de survivre dans des milieux plus pauvres et de s'adapter au caractère imprévisible des cycles hydrologiques.

Avec leur rôle de « hot spot » de biodiversité, les mares sont aujourd'hui considérées comme de véritables outils de conservation. En effet, un point d'eau de quelques m^2 seulement peut suffire à créer un micro-habitat riche et diversifié (Céréghino *et al*, 2014 ; Orteli *et a*l, 2002.), une caractéristique particulièrement

intéressante lorsque l'on considère les problématiques d'érosion de la biodiversité sur les territoires très artificialisés, où la place des milieux naturels ne cesse de réduire. Plusieurs auteurs soulignent notamment que les mares et plans d'eau en milieu urbain sont capables d'accueillir une biodiversité importante, malgré les nombreux stress anthropiques présents (Goertzen *et al*, 2013. ; Hassal C., 2014). Des propos à nuancer puisque les espèces les plus sensibles et exigeantes resteraient globalement exclues des systèmes aquatiques urbains (Vermonden *et al*, 2009). En contexte agricole, des conclusions similaires ont été émises quant au potentiel écologique des mares agricoles artificielles. Ces dernières ne seraient pas significativement différentes des mares d'origine naturelles et seraient capable de renfermer une diversité biologique tout aussi intéressante. *(*Céréghino *et al*, 2007. ; De Marco *et al*.,2013).

2. Fonctionnement en réseau des micro-écosystèmes aquatiques stagnants : un enjeu fort pour le maintien de la biodiversité

Les mares et autres points d'eau sont des entités discrètes dans le paysage, elles ne doivent cependant pas être considérées comme des systèmes fermés mais plutôt comme un réseau de micro-habitats plus ou moins connectés entre eux au sein d'une matrice paysagère (Hill et al, 2021). En effet, la pérennité des populations qui vivent et se reproduisent dans ces écosystèmes dépend étroitement des possibilités d'échange entre micros-habitats. Le concept de « réseau de mares » traduit des notions de connectivité écologique et de dynamique des métapopulations qu'il est nécessaire d'appréhender pour une interprétation juste du fonctionnement de ces milieux.

2.1. Comment s'organisent les connectivités écologiques au sein des « réseaux de mares » ?

Le concept de **connectivité écologique** repose sur l'hypothèse que la structure et la composition des paysages contraignent les déplacements des individus et ont une influence à la fois sur la survie des individus mais aussi des espèces, en agissant sur les échanges de gènes entre populations (Janin, 2011. ; Taylor *et al,* 1993). La notion d'échange génétique entre les populations est explicitée par le concept de **métapopulation** qui caractérise les mécanismes de dispersion et d'interaction entre différentes populations d'un réseau d'habitats (Levin, 1969 ; Hanski, 1991). Ces 2 concepts sont fondateurs en écologie du paysage.

Pour comprendre le fonctionnement des connectivités écologiques au sein d'un réseau d'habitats, deux aspects complémentaires doivent être considérés. D'une part, les interactions entre tâches d'habitats varient en fonction de leur agencement au sein de la matrice, c'est le principe de « **connectivité structurelle »**. Plusieurs études montrent en effet que la probabilité de déplacement des organismes entre deux tâches d'habitat augmente avec la proximité entre ces deux tâches (Ribero *et al,* 2011). D'autre part,

en fonction de leurs modes et de leurs capacités de dispersion les espèces vont évoluer différemment dans le paysage et cela a une influence sur l'établissement des connexions écologiques, on parle alors de « **connectivité fonctionnelle** » (Janin, 2011. ; Tischendorf et Fahrig 2000.). Ainsi, chaque espèce a sa propre perception de la matrice, et donc une affinité différente pour les différents types d'occupation du sol (Anderson *et al*, 2007). Cette perception dépend du degré de spécialisation physiologique, morphologique ou comportementale de l'espèce. Compte tenu de la grande diversité biologique que peuvent accueillir les mares et autres petits écosystèmes aquatiques, une multitude de paramètres et de connaissances naturalistes sont nécessaires pour décrire avec précision toute la complexité des réseaux fonctionnels que forment ces habitats.

Chez les odonates par exemple, les distances de dispersions varient nettement entres les groupes. Les anisoptères dispersent couramment à plus de 1000m, ce qui est nettement plus rares chez les zygoptères (Minot, 2020. ; Suhling *et al*, 2017). Chez les amphibiens, des variations importantes sont également recensées entre et au sein des groupes taxonomiques. Chez *Bufo bufo* et *Rana temporaria* des dispersions jusqu'à 2km autour du site de reproduction sont couramment observées (Kovar *et al,* 2009 ; Duguet et Melki, 2013.), tandis que des espèces d'urodèles moins mobiles comme *Triturus cristatus* dispersent plus difficilement au-delà de 500m (Kovar et al, 2009). En ce qui concerne les espèces végétales, plusieurs auteurs estiment à 2 km la distance maximale de dispersion des espèces inféodées aux écosystèmes de mares (Orteli *et al*, 2018. ; Soon, 2006.). Il convient néanmoins de rester prudent avec les distances de dispersion seuil identifiées dans les études scientifiques, qui semblent par ailleurs rarement accéder 2km. En effet, les distances maximales mesurées lors des suivis de population seraient régulièrement sous-estimées (Clauzel, 2020. ; Minot, 2020. ; Portere et Dooley, 1993), notamment car les études sont soumises à des contraintes de temps et d'échelles et de travail qui induisent nécessairement une perte d'informations sur les comportements les plus extrêmes. (Smith et Green ,2005)

Les modes de déplacement au sein d'un réseau de mares sont également propres à chaque taxon. Tandis que certains éléments du paysage comme les linéaires de haies et les fossés constituent des corridors de déplacement pour de nombreuses espèces, d'autres constituants de la matrice peuvent avoir des effets contrastés selon les taxons. Les petits boisements et massifs forestiers sont par exemple très favorables au mouvement de migration longues distances chez les amphibiens, mais agissent comme des barrières écologiques aux déplacement de certains zygoptères comme *Coenagrion mercuriale* (Keller *et al*. 2012). De même, les larges cours d'eau sont des barrières difficilement franchissables pour de nombreux amphibiens et pour certains zygoptères peu mobiles (eg *C.mercuriale*, Keller *et al*, 2020.) alors qu'ils forment d'excellents couloirs de dispersion pour la végétation aquatiques, via la dissémination de propagules, de graines et ou fragments (Capers *et al*, 2010. ; Orteli *et al*, 2018.). Enfin, certaines modes de dispersion, comme le vent sont

spécifiques à quelques groupes seulement (chez les plantes : Orteli *et al,* 2018, Soon, 2006 ; chez les zygoptères : Thomson, 1991)

2.2. Importance des habitats terrestres pour la biodiversité

On retrouve dans les écosystèmes de mares et de plan d'eau un certain nombre d'espèces à cycle de vie complexe, pratiquant ce que l'on appelle la « **complémentation d'habitat** » (Dunning *et al*, 1992. ; Janin, 2011.). Cette stratégie d'histoire de vie signifie que des habitats de différentes natures sont occupés aux différents stades de vie de l'espèce. En l'occurrence le milieu aquatique n'est alors que l'habitat de reproduction et/ou des premiers stades de vie et le reste du cycle se déroule dans un habitat terrestre. La complémentation d'habitat est notamment pratiquée par tous les amphibiens, qui réalisent des migrations bisannuelles entre le milieu aquatique (reproduction et développement larvaire) et les sites terrestres d'hivernage et d'estivage (Selmitch, 2003. ; Jeliakov, 2014.). Bien qu'emblématiques des eaux dormantes, les amphibiens passent en réalité l'essentiel de leur cycle de vie dans des habitats terrestres (Wilbur, 1984), selon un mode de vie cryptique encore méconnu (REF), la phase aquatique ne dure alors généralement que quelques semaines voire quelques jours (Wells, 1977). Ce mode de vie semi aquatique se retrouve également chez une multitude d'insectes aquatiques à l'image des odonates qui émergent en milieu aérien pour accomplir leur cycle de reproduction et qui colonisent les strates herbacées à proximité du milieu aquatique (Taylor et Merriam 1995. ; Minot, 2020.). En théorie, les migrations liées au cycle de vie se jouent à une échelle spatiale plus réduite que les mouvements de dispersion (Janin, 2011). Néanmoins Marsh et Trenham (2001) précisent que chez les amphibiens les tâches habitats terrestres d'hivernage et d'estivage ne sont pas nécessairement adjacents au milieu aquatique et que certaines espèces parcours des distances plus longues pour rejoindre leur habitat terrestre après la reproduction que lors des mouvements de dispersion entre sites aquatiques.

Enfin, la qualité de l'environnement terrestre adjacent aux tâches d'habitat aquatique revêt aussi son importance pour une troisième échelle de connectivité, celle des **mouvements quotidiens** effectués par les organismes pour subvenir à leurs besoins vitaux (alimentation, évitement des prédateurs). Ce niveau de connectivité agit à une échelle spatiale généralement plus restreinte autour du point d'eau (Janin, 2011). De fortes variabilités existent cependant entre les espèces : de quelques centaines de mètres autour du site de reproduction chez les amphibiens (Selmitch et al, 2003.), ces mouvements peuvent atteindre plusieurs kilomètres chez certains odonates (recherche de nourriture, Popova *et al*. 2017 ; Hykel *et al*. 2019). Contrairement aux mouvements liés aux processus de dispersion, qui assurent le maintien à long terme des métapopulations, **les migrations liées au cycle de vie** et aux **déplacements quotidiens** agissent directement sur la survie des individus dans l'accomplissement de leur cycle biologique (Janin, 2011.). On comprend ainsi

que la fonctionnalité d'un réseau de mares mais aussi la dynamique des populations dépend autant de la qualité des interactions entre les différents points d'eau que de la présence d'un **réseau d'habitats terrestres viables et connecté** au réseau d'habitats aquatiques (Marsh et Trenham, 2001, Skelly et al, 1999).

2.3. Réseaux d'habitats et originalité des peuplements

Si les caractéristiques biotiques et abiotiques retrouvées à l'échelle du point d'eau ont un rôle significatif sur la richesse et la diversité des peuplements des mares, leur organisation à l'échelle du paysage est également un facteur déterminant de la grande diversité biologique de ces écosystèmes (Hazelle et al, 2004).

Grace à leur taille réduite et à leur origine artificielle, les mares et petits plans d'eau sont disséminés de façon très hétérogène dans le paysage et sont présents dans une grande variété de contextes géographiques et environnementaux (Davies et al, 2008.). Cette hétérogénéité se décline à différentes échelles si bien qu'un ensemble de mares perçu à l'échelle d'un paysage peut être structuré en plusieurs sous réseaux écologiques plus ou moins connectés les uns aux autres. Les caractéristiques de connectivité fonctionnelle sont également amenées à varier d'un sous réseau à l'autre (densité d'habitats, distance, hétérogénéité du paysage, stochasticité environnementale…), tout comme l'originalité des communautés associée à ces réseaux d'habitats. C'est pourquoi à l'échelle régionale, ces habitats ont une certaine aptitude à héberger une diversité **γ** importante (Hazell *et al*, 2004. ; Ruggiero *et al*, 2008.).

L'isolement relatif des réseaux de mares à l'échelle du paysage constitue également un atout pour la biodiversité, en protégeant les espèces contre la propagation de stress environnementaux (invasion biologique, pollutions, pathogènes…) capables de se diffuser rapidement dans des milieux aquatiques très connectés (Hess et al, 1996. ; Hill et al, 2021 ; Orteli et al, 2018, Lodge et al, 1998). Hess (1996) a par exemple montré que les bénéfices de la connectivité pour le maintien des métapopulations pouvaient être effacés en cas de maladies, en accélérant le risque de propagation entre les populations d'un réseau d'habitat. Le risque d'extinction serait donc plus important pour les métapopulations les plus interconnectées. Heard et al, (2015) nuance néanmoins ces propos en précisant que si la connectivité peut bel et bien favoriser la propagation de pathogènes, celle-ci reste indispensable au maintien des populations en offrant des possibilités de fuite et de replis en cas de perturbation. Ces considérations nous amènent à aborder le cas des points d'eau isolés, non connectés à un réseau fonctionnel d'habitats. Si ces écosystèmes isolés sont à priori moins favorables pour la biodiversité, leur valeur écologique n'est pas à négliger. Comme évoqué précédemment, ces milieux peuvent constituer des refuges précieux en cas de perturbations, ils font également office d'habitat « relais » ou « stepping- stones » pour de nombreuses espèces en migration ou en dispersion (SNSP, 2022). Les oiseaux en migration par exemple qui ne sont pas dépendants d'une

connectivité fine entres les habitats, peuvent avoir usage de ces micro-écosystèmes disséminés de façon ponctuelle dans le paysage.

3. Evaluer l'état de conservation des réseaux de mares : enjeux et difficultés méthodologiques

Evaluer l'état de conservation des milieux naturels est une étape initiale indispensable à tout programme de gestion. L'évaluation doit permettre de capturer toute la complexité du fonctionnement de l'écosystème ciblé tout en étant relativement simple, rapide et peu couteuse à mettre en place, une condition indispensable pour rendre possible un suivi dans le temps (Wiliams et al, 2010). En ce qui concerne l'étude des réseaux de mares, la communauté scientifique s'accorde sur la nécessité de mettre en place des évaluations multi-échelles, combinant étude du micro-habitat aquatique et travail sur les réseaux fonctionnels à l'échelle du paysage (Jeliazkov et al, 2013.), une condition notamment indispensable pour enregistrer les différentes échelles de menaces pesant sur ces écosystèmes. Néanmoins, comme il vient d'être développé, les réseaux de mares sont des écosystèmes très divers et complexes à appréhender, l'évaluation de leur état de conservation soulève donc plusieurs difficultés méthodologiques (Dugeon *et al*, 2005).

3.1. Le choix du taxon indicateur, entre pertinence écologique et réalité opérationnelle

Le choix du ou des taxons indicateurs est une étape importante. D'après les critères identifiés par Pearson (1994), un bon taxon indicateur doit rassembler plusieurs caractéristiques, à savoir : une étendue biogéographique large, une forte spécialisation pour l'habitat ciblé, des exigences écologiques et une réponse aux perturbations retrouvé dans la majorité des taxons de l'habitat, sans oublier des connaissances naturalistes bien documentés et une facilité d'observation et d'identification.

La biodiversité des écosystèmes souffre cependant d'un manque de connaissances certain, si bien que les groupes biologiques indicateurs utilisés se restreignent le plus souvent aux quelques taxons les mieux documentés, les amphibiens et les odonates le plus souvent. Si les amphibiens sont souvent choisis comme taxon référence c'est aussi car ils sont relativement faciles à inventorier (groupe peu diversifié) mais aussi pour leur forte valeur de conservation. La quasi-totalité des espèces d'amphibiens en France bénéficient en effet d'un statut de protection sur la liste rouge de l'IUCN et beaucoup sont menacées d'extinction, un atout règlementaire de taille pour les gestionnaires lorsqu'il s'agit de défendre un projet en faveur de la biodiversité. Cette tendance se retrouve à l'échelle des grands programmes de conservation de la biodiversité fondé sur le concept « d'espèce parapluie ». Si l'on prend l'exemple de la politique du réseau Natura 2000, on retrouve sur la liste d'espèces animales d'intérêt communautaires, 5 espèces d'amphibiens et 6 espèces d'odonates (REF Cahier habitats). En revanche, pas une seule des 662 espèces de coléoptères

aquatiques recensé en France ne figurent par exemple sur cette liste, bien que ce taxon constitue un maillon essentiel des écosystèmes de mares (Queney, 2004., dans Coutre *et al* ,2016. ; Labat, 2017).

Les amphibiens, tout comme les odonates, ont aussi l'avantage d'être des espèces à cycle complexe, qui colonisent à la fois des habitats aquatiques et terrestres et réalisent des déplacements fréquents au sein de la matrice. Ces espèces sont donc à la fois sensibles aux perturbations du milieux aquatiques et aux problématiques de fragmentations d'habitat (Janin, 2014. ; Ribeiro et al, 2011.) et permettent ainsi une approche aux différentes échelles de l'écosystème. Néanmoins, certains auteurs remettent en question l'utilisation quasi systématiques des amphibiens qui ne seraient en réalité pas le groupe le plus représentatif de la biodiversité des écosystèmes de mares et de plans d'eau (Ilg et al, 2016). Ilg et al, 2016 démontre notamment que la composition des communautés d'invertébrés et de plantes aquatiques sont fortement corrélés entres elles, bien plus qu'avec les communautés amphibiens. Certains groupes, comme les invertébrés aquatiques gagneraient ainsi à être mieux pris en compte dans les suivis. Leur position souvent basale dans la chaine trophique, leur interaction étroite avec les communautés végétales (support, alimentation, refuges…) et leur dépendance souvent plus forte au milieu aquatique les rends particulièrement révélateur de la qualité de l'habitat aquatiques. Certains taxons qui plus est d'excellents indicateurs de la qualité physico chimiques de l'eau. (Houard *et al*, 2012. ; Ilg *et al*, 2016. ; Labat, 2017.). Ces groupes souffrent néanmoins d'un réel manque de connaissance sur la biologie des espèces et leur statut de conservation, notamment parce que leur identification est complexe et chronophage, ce qui rend encore difficile leur utilisation en tant qu'indicateur (Labat, 2017.).

Pour répondre aux enjeux multiples de l'évaluation écologiques des réseaux de mares, de nombreux auteurs s'accordent donc aujourd'hui sur la nécessité de mettre en place des suivis multi-taxons (Courte *et al*, 2016. ; Ilg et Orteli, 2017. ; Labat, 2017.). Plusieurs indices et méthodologies multi-taxon ont ainsi été développées à l'image de la méthodologie PLOCH (Orteli *et al,* 2005) et l'indice IBEM (Angélibert et al, 2010) qui proposent des inventaires tenant comptent des 5 principaux groupes caractéristiques des écosystèmes de mares : (plantes aquatiques, gastéropodes et coléoptères aquatiques, odonates et amphibiens) ou encore du projet BIOME qui se base sur une sélection d'organismes ingénieurs de l'écosystèmes sur les communautés de macrophytes et d'invertébrés benthiques. Cependant, si ces méthodes se veulent optimisées pour convenir à l'usage taux des gestionnaires, le niveau de précision et le temps de réalisation qu'elles engendrent limite nécessairement leur application à des échelles d'études restreintes.

3.2. Evaluer et comparer des habitats hétérogènes, un travail complexe

La grande diversité typologique qui caractérise les micro-écosystèmes aquatiques stagnants est une chance pour la biodiversité, mais cette hétérogénéité complexifie sensiblement l'étude de ces milieux. En effet, il est difficile d'attribuer une note de conservation selon une méthodologie uniforme et de mettre en

comparaison des sites naturels fondamentalement très différents. Il existe néanmoins certaines caractéristiques d'habitats qui offrent des conditions très favorables à un grand nombre de taxons, à savoir : des mares relativement grandes (> 100m2), bien exposées à la lumière, avec des berges en pentes douces et riches en végétation aquatique, favorables à une abondance de proies sans oublier une absence de poissons (Duguet et Melki, 2003). Ces caractéristiques servent donc souvent de critères de références pour évaluer l'état écologique d'un point d'eau pour la biodiversité (*méthodologie PRAM, indice IECMA…).*

En effet, dans les pratiques de conservation généralement employées, la richesse spécifique à l'échelle du point d'eau est le baromètre de « bon état » écologique du milieu aquatique. Cependant, il existe des typologies d'habitat possédant des caractéristiques biotiques et abiotiques défavorables à une majorité de taxons (surface réduite, très faible profondeur, absence de végétation, variations hydrologiques fortes, faible capacité d'accueil…) mais qui constituent l'habitat de prédilection pour un cortège d'espèces très spécialistes, parfois même rares (Sonneur à ventres jaune, Agrion nain, Leste barbare, ou encore végétation amphibie des mares méditerranéennes). Avec les stratégies classiques d'évaluation basées sur la richesse spécifique et sur des caractéristiques d'habitat uniformisée, il y a un risque de sous-estimer la valeur écologique de ces habitats très spécialisés et d'y apporter un effort de conservation plus faible ou non approprié. Hill *et al*, (2021) souligne l'importance de ces typologies d'habitat plus pauvres pour la biodiversité β des réseaux de mares à l'échelle du paysage, car ils apportent une diversité d'espèces qui n'est pas présentent dans les habitats propices aux plus grands nombres d'espèces. Pour répondre à cette difficulté méthodologique, des nouvelles méthodes d'analyse statistiques ont été développées, comme le LCBD (*Local Contributions to Beta Diversity* ; Legendre, 2014) qui propose une meilleure intégration des écosystèmes pauvres abritant un grand nombre d'espèces uniques et qui permettrait la conservation d'un part plus importante du cortège d'espèces présent à l'échelle régionale (Hill et al,2021. ; Legendre, 2014.)

3.3. Difficultés liées à la modélisation des connectivité fonctionnelles

Pour comprendre et protéger les écosystèmes, le passage par une étude à l'échelle des réseaux fonctionnels de mares est aujourd'hui indispensable. De nombreux principes et outils de modélisation existent aujourd'hui, avec la promesse de résultats de plus en plus réalistes et pertinent : Théorie des graphe (Kaufmann, 1970. ; Urban et al, 2009.), Chemin de moindres coûts (Cushman *et al*, 2013), Resistant Kernel (Macdonald *et al,* 2018.) ou encore Théorie des circuits (McRae *et al*, 2009.) Cependant, un certain nombre de lacunes et de défis méthodologiques restent à relever pour parvenir à une compréhension optimale de ces réseaux écologiques complexes.

Tout d'abords, une bonne analyse des réseaux fonctionnel nécessite d'avoir une connaissance précise du nombre et de la localisation des points d'eau sur la zone d'étude, au risque d'obtenir une analyse sous-estimée et erroné des connectivités. Cette condition initiale constitue pourtant une difficulté majeure.

En raison de leur taille très réduite, il est en effet difficile de réaliser un inventaire cartographique précis de ces écosystèmes à large échelle. Les progrès de la télédétection offrent des potentialités de plus en plus performantes pour une détection fine des éléments du paysage. La télédétection par drone permet par exemple d'obtenir des résolutions d'images de plus en plus élevées (<10 cm/pixel; Lucieer et al. 2014). Ces outils restent néanmoins encore peu accessibles et leur capacité à détecter des très petits points d'eau (< 10m2), des mares intermittentes et plus encore des points d'eau sous couvert forestier restent limitée (Kissel et al, 2020.). Aujourd'hui, pour obtenir un inventaire précis, une connaissance très fine du territoire et un lourd travail de prospection sur le terrain sont encore indispensable, ce qui restreints la faisabilité d'étude grande échelle.

L'autre difficulté majeurs liés à l'évaluation des connectivités concerne de la perméabilité des différents éléments du paysage vis-à-vis des espèces et des coûts de déplacements associés. Connaitre le comportement des espèces face au différents éléments du paysage, vis à vis d'un élément fragmentant ou même d'un « corridor écologique » théorique et un défi complexe tant les variabilités sont grandes entre groupes taxonomiques, entre populations et même entre individus. Le déplacement des espèces et en effet considérer comme un des comportements les plus difficile à observer et quantifier (Zeller et al, 2012), pourtant cette connaissance est nécessaire pour créer les cartes de résistances largement utilisée en modélisation des connectivité fonctionnelles. La majorité des études visant a définir des notion de résistances se focalisent sur quelques groupes, le taxon des amphibiens en l'occurrence est le seul groupe inféodé aux écosystèmes de mares réellement bien documenté à ces jours. Les travaux mener sur les insectes reste en revanche très anecdotiques (Zeller et al, 2012) ce qui limite fortement leur utilisation en tant que taxon référence. Le fonctionnement en réseau des mares et donc majoritairement étudier via le prisme des amphibiens, alors même que les connaissances actuelles relatives à la phase terrestre du cycle de vie de ces espèces sont encore lacunaires (Duguet et Melki, 2013). Ces difficultés induisent une certaine simplification des études de connectivité et donc un certain nombre de biais encore inévitables. Sans remettre en cause l'intérêt des études de connectivités, qui même si elles sont imparfaites peuvent apporter des clés de compréhension essentielles aux gestionnaires de réseaux de mares, il convient donc de prendre un certain recul face aux résultats obtenues par ces modélisation théorique. Comparer ces modélisations avec l'avis d'expert du territoire, à l'image du travail de Clauzel *et al* (2015) peut par exemple accompagner cette prise de recul.

Conclusion

Cette synthèse bibliographique permet de mettre en exergue la complexité du travail d'évaluation de l'état de conservation des micro-écosystèmes aquatiques stagnants. En effet, les paramètres de fonctionnalité de ces milieux se déclinent à plusieurs échelles environnementales, allant de la qualité

intrinsèque du milieu aquatique jusqu'à au fonctionnement en réseaux d'habitats à l'échelle du paysage. Evaluer ces différentes échelles de fonctionnement est nécessaire à la compréhension de ces milieux et de leur biodiversité, des multiples services écosystémiques qu'ils produisent et des enjeux de conservation qui y sont associés. Ce travail souligne également l'importance pour les gestionnaires d'avoir conscience de la complexité des habitats de mares et de plans d'eau et des différents biais que peuvent donc induire les méthodes d'évaluation de l'état écologique. Combiner analyse multi échelle et multi taxonomique apparait comme la méthodologie la plus pertinente si l'on souhaite une évaluation complète des micro-écosystèmes aquatiques stagnants. Néanmoins, un tel travail reste lourd et chronophage pour la gestionnaire et il convient donc de moduler le niveau de précision en fonction des objectifs d'étude et des actions associées, afin de trouver un compromis viable entre précision de l'évaluation et bénéfice opérationnel pour la conservation de ces écosystèmes.

Bibliographie:

Anderson, J., Rowcliffe, J. M., & Cowlishaw, G. (2007). *Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape*. Biological conservation, 135(2), 212-222.

Angélibert, S., Rosset, V., Indermuehle, N., & Oertli, B. (2010). *The pond biodiversity index" IBEM", a new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland Part 1*. Index development. Limnetica, 29(1), 0093-104.

Arheimer, B., & Pers, B. C. (2017). *Lessons learned? Effects of nutrient reductions from constructing wetlands in 1996–2006 across Sweden.* Ecological Engineering, 103, 404-414.

Becerra-Jurado, G., Harrington, R., & Kelly-Quinn, M. (2012). *A review of the potential of surface flow constructed wetlands to enhance macroinvertebrate diversity in agricultural landscapes with particular reference to Integrated Constructed Wetlands (ICWs).* Hydrobiologia, 692(1), 121-130.

Bertoncin, A. P. D. S., Pinha, G. D., Baumgartner, M. T., & Mormul, R. P. (2019). *Extreme drought events can promote homogenization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil.* Hydrobiologia, 826(1), 379-393.

Boix, D., Biggs, J., Céréghino, R., Hull, A. P., Kalettka, T., & Oertli, B. (2012). *Pond research and management in Europe: "Small is Beautiful"*. Hydrobiologia, 689(1), 1-9.

Boix D., Oertli B., Cereghino R., Kalettka T., Biggs J. and Hull A P., 2010. *Pond Research and Management in Europe* . Proceedings of the 4th conference of the European Pond Conservation Network.

Bullock, A., & Acreman, M. (2003*). The role of wetlands in the hydrological cycle*. Hydrology and Earth System Sciences, 7(3), 358-389.

Capers, R. S., Selsky, R., & Bugbee, G. J. (2010). *The relative importance of local conditions and regional processes in structuring aquatic plant communities.* Freshwater Biology, 55(5), 952-966.

Céréghino, R., Boix, D., Cauchie, H. M., Martens, K., & Oertli, B. (2014). *The ecological role of ponds in a changing world*. Hydrobiologia, *723*(1), 1-6.

Céréghino, R., Ruggiero, A., Marty, P., & Angélibert, S. (2007). *Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a south-western French agricultural landscape*. In *Pond Conservation in Europe* (pp. 43-51). Springer, Dordrecht.

Corbet, P. S., Suhling, F., & Soendgerath, D. (2006). *Voltinism of Odonata: a review.* International Journal of Odonatology, 9(1), 1-44.

Courte, M., Mori, Q., Aumaitre, D., Rivière Y., Rabemananjara, F., Paul, B., Jilet, R., Dabry, J. (2016). *Programme & Suivi des Mares de Lorraine – Volet connaissances – Bilan 2016*. Conservatoire d'espaces naturels de Lorraine.

Cushman, S. A., McRae, B., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M., & Zeller, K. (2013*). Biological corridors and connectivity* [Chapter 21]. In: Macdonald, DW; Willis, KJ, eds. Key Topics in Conservation Biology 2. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell. p. 384-404., 384-404.

Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., ... & Maund, S. (2008). *Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape.* Agriculture, Ecosystems & Environment, 125(1-4), 1-8.

De Marco, P., D. S. Nogueira, C. Costa Correa, T. Bernardi Vieira, K. Dias Silva, N. Silva Pinto, D. Bichsel, A.S. Victoriano Hirota, R. R. Silva Vieira, F. Melo Carniero,A. A. Bispo de Oliveira, P. Carvalho, R. Pereira Bastos, C.Ilg & B. Oertli, 2013. *Patterns in the organization of Cerrado pond biodiversity in Brazilian pasture landscapes.* Hydrobiologia.

Downing, J A., Prairie, Y T., Cole J J., Duarte, C M., Tranvik L J., Striegl, R G., McDowell, W H., Kortelainen P., Caraco, N F., Melack, J M., and Middelburg, J J. (2006). *The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments.* Limnology and Oceanography 51: 2388–2397.

Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992*). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. Oikos*, 169-175.

Goertzen D, Suhling F.,(2013). *Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design.* Journal of Insect Conservation, 17:399-409.

Hanski, I., & Gilpin, M. (1991). *Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain*. Biological journal of the Linnean Society, 42(1-2), 3-16.

Hassall, C (2014) *The ecology and biodiversity of urban ponds*. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, 1 (2). pp. 187-206.

Hazell, D., Hero, J. M., Lindenmayer, D., & Cunningham, R. (2004). *A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape.* Biological Conservation, 119(1), 61-71.

Hess, G. (1996). *Disease in metapopulation models: implications for conservation*. Ecology, 77(5), 1617-1632.

Hill, M. J., Greaves, H. M., Sayer, C. D., Hassall, C., Milin, M., Milner, V. S., ... & Wood, P. J., (2021). *Pond ecology and conservation: research priorities and knowledge gaps*. Ecosphere, 12(12), e03853.

Holgerson, M. A., & Raymond, P. A. (2016). *Large contribution to inland water CO2 and CH4 emissions from very small ponds.* Nature Geoscience, 9(3), 222-226.

Houard, X., Jaulin, S., Dupont, P., & Merlet, F. (2012). *Définition des listes d'insectes pour la cohérence nationale de la TVB–Odonates, Orthoptères et Rhopalocères*. Office Pour les Insectes et leur Environnement, 100p.

Hykel, M., Růžičková, J., & Dolný, A. (2020). *Perch selection in Sympetrum species (Odonata: Libellulidae): importance of vegetation structure and composition.* Ecological Entomology, 45(1), 90-96.

Ilg, C., & Oertli, B. (2017). *Effectiveness of amphibians as biodiversity surrogates in pond conservation. Conservation Biology*, *31*(2), 437-445.

Janin, A. (2011). Évaluer la connectivité en paysage fragmenté : de l'écologie comportementale à la biologie de la conservation. Doctoral dissertation, Université Claude Bernard-Lyon I).

Jeffries, M. J. (2012). *Ponds and the importance of their history: an audit of pond numbers, turnover and the relationship between the origins of ponds and their contemporary plant communities in south-east Northumberland, UK*. Hydrobiologia, 689(1), 11-21.

Jeliazkov, A., Chiron, F., Garnier, J., Besnard, A., Silvestre, M., & Jiguet, F. (2014). *Level-dependence of the relationships between amphibian biodiversity and environment in pond systems within an intensive agricultural landscape.* Hydrobiologia, 723(1), 7-23.

Keller, D., Van Strien, M. J., & Holderegger, R. (2012). *Do landscape barriers affect functional connectivity of populations of an endangered damselfly? Freshwater Biology*, *57*(7), 1373-1384.

Kissel, A. M., Halabisky, M., Scherer, R. D., Ryan, M. E., & Hansen, E. C. (2020). *Expanding wetland hydroperiod data via satellite imagery for ecological applications*. Frontiers in Ecology and the Environment, 18(8), 432-438.

Kovar, R., Brabec, M., Bocek, R., & Vita, R. (2009). *Spring migration distances of some Central European amphibian species*. Amphibia-reptilia, 30(3), 367-378.

Labat, F. (2017). *A new method to estimate aquatic invertebrate diversity in French shallow lakes and ponds.* Ecological Indicators, 81, 401-408.

Legendre, P. (2014). *Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity*. Global Ecology and Biogeography, 23(11), 1324-1334.

Levins, R. (1969). *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Bulletin of the Entomology Society of America, 71, 237-240

Lodge, D. M., Stein, R. A., Brown, K. M., Covich, A. P., Brönmark, C., Garvey, J. E., & KLOSIEWSKT, S. P. (1998). *Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling*. Australian journal of ecology, 23(1), 53-67.

Lomolino, M. V. (2000). *Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. Journal of Biogeography*, 17-26.

Lucieer, A., Jong, S. M. D., & Turner, D. (2014). *Mapping landslide displacements using Structure from Motion (SfM) and image correlation of multi-temporal UAV photography*. Progress in physical geography, 38(1), 97-116.

Macdonald, E. A., Cushman, S. A., Landguth, E. L., Hearn, A. J., Malhi, Y., & Macdonald, D. W. (2018*). Simulating impacts of rapid forest loss on population size, connectivity and genetic diversity of Sunda clouded leopards (Neofelis diardi) in Borneo*. PLoS One, 13(9), e0196974.

McRae, B. H., & Shah, V. B. (2009). *Circuitscape user's guide*. The University of California, Santa Barbara.

Maillet G., Le Cabec T., Bonnet Reageade C., 2017. *Protocole IECMA -Indicateur d'Etat de Conservation des Mares à Amphibiens.* Conservatoire d'espace Naturel Isère. 28p

Marsh, D. M., & Trenham, P. C. (2001). *Metapopulation dynamics and amphibian conservation*. Conservation biology, 15(1), 40-49.

Minot, M. (2020). *Traits biologiques et facteurs environnementaux structurant les mouvements locaux et la dispersion des libellules (Insecta, Odonata) dans les réseaux de mares* (Doctoral dissertation, Normandie).

Oertli, B., Boissezon, A., Rosset, V., & Ilg, C. (2018). *Alien aquatic plants in wetlands of a large European city (Geneva, Switzerland): from diagnosis to risk assessment.* Urban ecosystems, 21(2), 245-261.

Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., & Lachavanne, J. B. (2002). *Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity.* Biological conservation, *104*(1), 59-70.

Oertli, B., & Frossard, P. A. (2013). *Mares et étangs : écologie, gestion, aménagement et valorisation*. PPUR.

Okruszko, T., Duel, H., Acreman, M., Grygoruk, M., Flörke, M., & Schneider, C. (2011). *Broad-scale ecosystem services of European wetlands—overview of the current situation and future perspectives under different climate and water management scenarios*. Hydrological Sciences Journal, 56(8), 1501-1517.

Popova, O. N., Haritonov, A. Y., Sushchik, N. N., Makhutova, O. N., Kalachova, G. S., Kolmakova, A. A., & Gladyshev, M. I. (2017). *Export of aquatic productivity, including highly unsaturated fatty acids, to terrestrial ecosystems via Odonata*. Science of the Total Environment, 581, 40-48.

Porter, J. H., & Dooley Jr, J. L. (1993). *Animal dispersal patterns: a reassessment of simple mathematical models*. Ecology, 74(8), 2436-2443.

Quinn, P. F., Hewett, C. J., Jonczyk, J., & Glenis, V. (2007). *The PROACTIVE approach to Farm Integrated Runoff Management (FIRM) plans: Flood storage on farms.* Newcastle: Newcastle University.

Rannap, R., Lohmus, A., & Briggs, L. (2009). *Restoring ponds for amphibians: a success story.* Pond conservation in Europe (pp. 243-251). Springer, Dordrecht.

Ribeiro, R., Carretero, M. A., Sillero, N., Alarcos, G., Ortiz-Santaliestra, M., Lizana, M., & Llorente, G. A. (2011). *The pond network: can structural connectivity reflect on (amphibian) biodiversity patterns?* Landscape Ecology, 26(5), 673-682.

Rooney, R. C., & Bayley, S. E. (2012). *Community congruence of plants, invertebrates and birds in natural and constructed shallow open-water wetlands: do we need to monitor multiple assemblages?* Ecological Indicators, *20*, 42-50.

Ruggiero, A., Céréghino, R., Figuerola, J., Marty, P., & Angélibert, S. (2008). *Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape.* Comptes Rendus Biologies, 331(4), 298-308.

Sajaloli , B., Teissier-Ensminger, A. (1996). *Les mares de la France des plaines : eaux domestiques, lieux dévalués mais zones humides à réhabiliter*. Actes du colloque d'Orléans, 10 juin 1995. L'Harmattan, coll. Environnement, Paris

Semlitsch, R. D., & Bodie, J. R. (2003). *Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles*. Conseration biology, 17(5), 1219-1228.

Skelly, D. K., Werner, E. E., & Cortwright, S. A. (1999). *Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage.* Ecology, 80(7), 2326-2337.

Soons, M. B. (2006). *Wind dispersal in freshwater wetlands: knowledge for conservation and restoration*. Applied Vegetation Science, 9(2), 271-278.

Steidl, J., Kalettka, T., Ehlert, V., Quast, J., & Augustin, J. (2008, July). *Mitigation of pressures on water bodies by nutrient retention from agricultural drainage effluents using purification ponds.* In Proceedings of the 10th international drainage workshop (Vol. 16, pp. 187-194).

Suhling, F., Martens, A., & Suhling, I. (2017). *Long-distance dispersal in Odonata: Examples from arid Namibia.* Austral Ecology, 42(5), 544-552.

Taylor, P. D., & Merriam, G. (1995). *Wing morphology of a forest damselfly is related to landscape structure. Oikos*, 43-48.

Thompson, D. J. (1991). *Size-biased dispersal prior to breeding in a damselfly: conflicting evidence from a natural population.* Oecologia, 87(4), 600-601.

Urban, D. L., Minor, E. S., Treml, E. A., & Schick, R. S. (2009). *Graph models of habitat mosaics*. Ecology letters, 12(3), 260-273

Vermonden, K., Leuven, R. S., van der Velde, G., Hendriks, A. J., van Katwijk, M. M., Roelofs, J. G., ... & Sand-Jensen, K. (2010). Species pool versus site limitations of macrophytes in urban waters. Aquatic Sciences, 72(3), 379-389.

Wells, K. D. (1977). *The social behaviour of anuran amphibians*. Animal Behaviour, 25, 666-693.

Williams, D. D. (1997). *Temporary ponds and their invertebrate communities*. Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems, *7*(2), 105-117.

Williams P J., Biggs J., Crowe A., Murphy J., Nicolet P., Weatherby A., and Dunbar M., 2010. *Countryside Survey: Ponds Report from 2007.* CS Technical Report No. 7/07. Lancaster.

Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). *Estimating landscape resistance to movement*: *a review.* Landscape ecology, 27(6), 777-797.

Evaluation de l'état de conservation du réseau de mares sur le site Natura 2000 « Petite Montagne du Jura »

Rapport Analytique

Présentation de la structure d'accueil :

Située dans la partie sud du département du Jura, la communauté de commune **Terre d'Emeraude Communauté (TEC)** est une structure nouvelle créée le 1er janvier 2020 suite à la loi NOTRE (Nouvelle Organisation Territoriale de la République), elle est le fruit de la fusion des quatre communautés de communes « Jura Sud – Pays des Lacs – Petite Montagne – Région d'Orgelet ». Terre d'Emeraude communauté représente ainsi 20% de la superficie du territoire jurassien, soit 18% des communes pour plus de 25000 habitants. Le territoire couvert par TEC est marqué par un contexte rural dominant ainsi qu'un environnement naturel encore très préservé, riche d'une grande diversité de paysages : lacs et montagnes, rivières et cascades, ou encore reculées, belvédères, grottes….

Le Service Natura 2000 au sein duquel j'ai effectué mon stage est une entité dépendante du Service Environnement de la Communauté de commune TEC. Composé d'une équipe de 3 chargés de missions et d'un responsable, le service Natura 2000 est responsable de la gestion **du Site Natura 2000 « Petite Montagne du Jura »**, qui couvre une superficie de 39293 ha repartis sur 35 communes. Ma mission au sein de la structure s'est inscrite dans un des objectifs de développement durable du site, à savoir « promouvoir une gestion des milieux humides en préservant les habitats naturels et favorisant le potentiel d'accueil des espèces d'intérêt communautaire » (objectif 4 du DOCOB Petite Montagne du Jura).

Territoire de Terre d'Emeraude Communauté

Introduction :

Créée en 1992 le réseau Natura 2000 s'étend sur plus de 18% de la superficie terrestre de l'Union Européenne, avec un objectif commun à tous les sites : « assurer la survie à long terme des espèces et des habitats les plus menacés d'Europe » (Azema, 2017). Loin du concept de réserve naturelle stricte et « protégée » de toute influence humaine, le réseau Natura 2000 a été conçu avec une volonté de concilier conservation de la biodiversité et maintien des activités humaines, en particulier sur les territoires ruraux au sein desquels sociétés humaines et milieux naturels se côtoient. (Marty et Lepart, 2009). Dans l'appellation Réseau Natura 2000, le terme « réseau » n'est pas employé de façon anodine. En effet, la démarche N2000 est fondée sur les concepts de dynamique des paysages, de connectivité fonctionnelle et de réseaux écologiques théorisés par les sciences de l'écologie du paysage (McArthur et Wilson, 1967 ; Burel et Baudry, 1999). L'objectif théorique de la démarche est bien de créer un réseau d'espaces préservés et connectés, offrant les possibilités de migration et de dispersion nécessaires à la conservation des métapopulations et des espèces à l'échelle biogéographique. La mise en œuvre de cet objectif global est cependant dépendante des politiques de gestion menées localement à l'échelle des site Natura 2000. C'est pourquoi il est nécessaire que chaque site s'engage dans une démarche de compréhension et de préservation des réseaux écologiques dont sont dépendantes les espèces sensibles d'intérêt communautaire. C'est dans ce contexte que s'inscrit l'étude menée sur le site Natura 2000 « Petite Montagne du Jura (PMJ) ».

Le site Natura 2000 Petite Montagne du Jura est concerné par une diversité d'enjeux de préservation de la biodiversité et des milieux naturels, déclinés en 23 objectifs opérationnels (CCPM, 2015). Le maintien du bon état écologique des habitats d'eau stagnante, des milieux et espèces associées est l'un des enjeux fort du site.

Le site est en effet riche d'un réseau d'environ 300 mares et autres petits plans d'eau. En raison du contexte géologique et hydrologique local, majoritairement calcaire et perméable aux écoulements, ces points d'eau sont relativement peu nombreux, moins d'une mare au Km2, et sont répartis de façon très hétérogène dans le paysage. Par ailleurs, ce réseau de points d'eau n'est pas épargné par les nombreuses menaces qui pèsent sur les écosystèmes d'eau dormante. En Petite Montagne, le comblement de mares agricoles est encore pratiqué malgré la présence du site Natura 2000, un grand nombre de points d'eau sont également touchés par des problèmes de fonctionnalité hydrologique sous l'effet des changements climatiques. La préservation du réseau de mares est un enjeu d'autant plus fort que ces habitats sont associés sur le site à deux espèces d'intérêt communautaire (EIC), le Triton crêté (*Triturus cristatus*) et le Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*). Comme de nombreux amphibiens, ces deux espèces sont en déclin sur le territoire national et font aujourd'hui parties des espèces emblématiques du site N2000 « Petite Montagne du Jura ». Si les populations de Sonneur à

ventre jaune sont plutôt stables sur le site contrairement au déclin observable à l'échelle nationale, la situation reste critique pour le Triton crêté qui est classé vulnérable en Franche Comté.

Conscient de l'intérêt écologique que jouent ces petits points d'eau pour la biodiversité, le site mène depuis plusieurs années des actions en faveur de ces habitats et plusieurs projets de restauration et de création de mares ont été entrepris (CCPM, 2015). Jusqu'à présent, la démarche d'action adoptée par le site était « opportuniste », avec des projets mis en place de façon ponctuelle, au grès des demandes et des occasions. Ainsi, aucune réflexion sur les réseaux écologiques à l'échelle du territoire n'a pour l'heure réellement été entrepris pour hiérarchiser les enjeux et planifier les actions. Or, s'il est vrai qu'une approche au cas par cas peut permettre la préservation à court voire moyen terme d'un site spécifique, ce type d'approche s'avère insuffisant pour assurer la pérennité des actions sur le long terme. Comme précisé par R.Vauthier et V. Allard (*Zones Humides infos*, 2013), travailler sur les réseaux de mares et les connectivités écologiques est une démarche nécessaire s'il on souhaite préserver durablement ces écosystèmes complexes.

L'objectif de cette étude est de produire une évaluation de l'état de conservation global du réseau de mares, tout en apportant des réponses ciblées pour la conservation des amphibiens d'intérêt communautaire. Cette évaluation permettra d'identifier les sites à enjeux prioritaires et de les hiérarchiser à l'échelle du territoire. Le résultat de ce travail constituera un outil concret d'aide à la planification, à destination des gestionnaires du site.

L'état de conservation du réseau de mares sera évalué à partir des exigences écologiques du taxon des amphibiens et plus spécifiquement du Triton crêté, espèce particulièrement vulnérable, qui sera donc considéré comme l'espèce « parapluie » de cette étude. Les approches espèces centrées, ou basées sur un taxon indicateur unique présentent certaines limites car elles ne permettent pas d'interpréter avec précision toute la complexité des écosystèmes et de leur biodiversité (Ilg et al, 2017), néanmoins ce niveau de précision a été estimé suffisant pour répondre aux objectifs de l'étude (Jeliazkov et al, 2014). De plus, la quasi-totalité des amphibiens présents sur la zone d'étude bénéficient d'un statut de protection stricte (Annexe II et IV de la directive Habitat), un outil règlementaire majeur pour les gestionnaires lorsqu'il s'agit de défendre un projet de conservation. Concrètement, l'état de conservation du réseau sera évalué sur la base d'un inventaire complet du réseau de mares et des populations d'amphibiens. Afin d'obtenir une évaluation pertinente aux différentes échelles de l'écosystème, l'état de conservation sera évalué au niveau du point d'eau à l'échelle locale de l'habitat aquatique, ainsi qu'à l'échelle du paysage avec une analyse des connectivités fonctionnelles du réseau d'habitats dans sa globalité.

1. Matériel et méthode

1.1. Présentation de la zone d'étude : Site Natura2000 « Petite Montagne du Jura »

Située au sud-ouest du massif du Jura, la Petite Montagne est un territoire caractérisé par une alternance de lignes de crêtes boisées et de vallées agricoles orientées nord-sud. La géologie locale est majoritairement calcaire, marno-calcaire, marneuse et morainique (Annexe 1); le tout formant un relief tourmenté alternant faisceaux faillés et plateaux Il en résulte un réseau hydrographique karstique, des sols naturellement drainant et perméables peu propices à la formation de zones humides. Les sols sur substrat calcaire sont notamment soumis à des contraintes hydriques fortes en période sèche. Les propriétés semi-perméables de certains affleurements marneux et morainiques permettent cependant l'expression de quelques sols hydromorphes. Les zones humides représentent ainsi 6% de la surface du site Natura 2000. Le réseau de mares et plans d'eau est par conséquent clairsemé et très hétérogène.

Le site « Petite Montagne du Jura » a été proposé comme Site d'Intérêt Communautaire (SIC) fin 1998 au titre de la Directive « Habitats-Faune-Flore », puis en 2004 au titre de la Directive « Oiseaux ». Avec une superficie de 38293 hectares, ce site Natura 2000 est le plus grand de Franche-Comté. On y retrouve 71 ZNIEFF type I et 1 ZNIEFF de type II. Marqué par une forte dominance rurale, plus d'un tiers de la surface du territoire est consacré aux activités agricoles, principalement du pâturage dédié à l'exploitation de vaches laitières. L'ensemble du site est par ailleurs classé en AOC Comté. Pour des raisons de faisabilité technique, le choix a été fait de restreindre l'étude à la moitié Nord du site, soit 17700 hectares, la seconde moitié du territoire fera l'objet d'une prochaine phase d'étude.

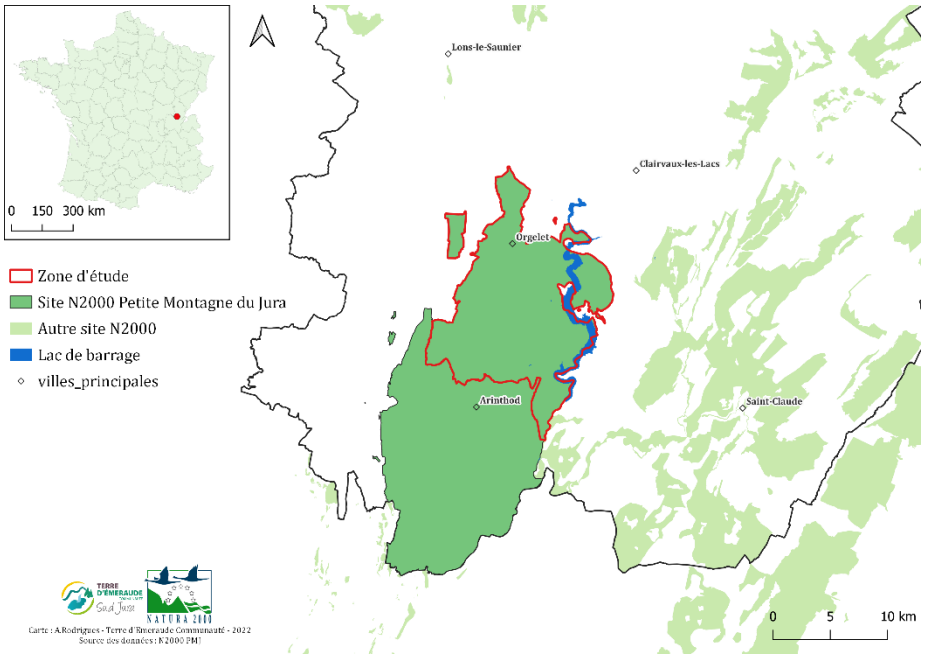


***Figure 1**: Localisation de la zone d'étude sur le site Natura2000 Petite Montagne du Jura*

1.2. Présentation du taxon : Le Triton crêté (*Triturus cristatus*, Laurenti, 1768)

Comme tous les amphibiens, le Triton crêté possède un cycle de vie biphasique rythmé par des migrations fréquentes entre habitats aquatiques et terrestre. Cette spécificité est intéressante lorsqu'il s'agit d'étude l'écosystème à ces différentes échelles de fonctionnement (Janin et al, 2011.)

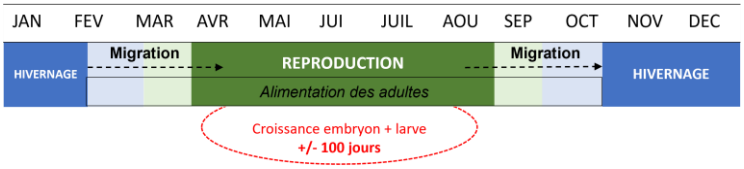


***Figure 2**: Phénologie du cycle de vie du Triton crêté*

Le Triton crêté a la particularité de se reproduire dans une typologie d'habitats aquatiques considérés comme très favorables à un grand nombre de taxons à savoir : des mares relativement grandes (> 100m2), bien exposées à la lumière, avec des berges en pentes douces et riches en végétation aquatique, favorables au développement d'une abondance d'invertébrés aquatiques. Faiblement sélective sur la qualité de l'eau, l'espèce supporte cependant mal les forts changements de conditions comme la pollution organique et la désoxygénation pouvant entrainer une modification du pH. (Puissauve *et al*, 2015, Duguet et Melki, 2003).

Les habitats terrestres du Triton crêté sont généralement situés dans un rayon de 500m autour du site de reproduction. Pour la période d'hivernage, l'espèce privilégient les forêts naturelles de feuillus, riches en abris au sol (souches, cavité, pierres plates, anciennes galeries de rongeurs…) et de préférence non soumises au risque d'inondation (Duguet et Melki, 2003). En choisissant le Triton crêté comme Espèce indicatrice de référence, on part du postulat que les exigences écologiques du Triton crête, en termes d'habitats de déplacement et de reproduction, reflètent les besoins d'une large gamme d'espèces inféodées aux mêmes écosystèmes d'eau dormante, et que ces exigences permettent donc d'évaluer l'état de conservation de l'écosystème dans sa globalité.

1.3. Inventaire des sites et des populations d'amphibiens

L'objectif de l'étude étant d'estimer la diversité spécifique en amphibiens sur point d'eau, un inventaire de type PRESENCE/ ABSENCE a été réalisé. Le protocole mis en place s'inspire du protocole « POPAmphibien communauté » conçu par la Société Herpétologique de France (Barrioz et Miaud, 2016). Afin de contacter l'ensemble des espèces, des plus précoces aux plus tardives, 3 passages ont été effectués entres les mois de mars et juillet 2022, avec 2 passages diurnes et 1 passage nocturne en milieu de printemps. D'une durée maximale de 30min, chaque passage se décompose en un point d'écoute de 5 minutes à proximité du point d'eau, puis d'une prospection visuelle du point d'eau le long des berges à la

recherche de pontes, de larves ou d'individus adultes. Afin de réduire au maximum l'impact sur le milieu, il a été choisi de ne pas réaliser de pêche à l'épuisette.

1.4. Evaluation de l'état écologique des points d'eau à l'échelle locale

1.4.1. Estimation de l'Indice IECMA

Pour évaluer l'état de conservation des points d'eau à une échelle locale, le protocole IECMA a été mis en place. L'IECMA (*Indicateur d'Etat de conservation des Mares à Amphibien*) a été conçu sur un site N2000 isèrois pour répondre à un enjeu de préservation des mares à amphibiens et plus spécifiquement du Triton crêté, qui a servi de modèle biologique à la construction de l'indice. Cet indice a été développé dans un contexte biogéographique proche du site d'étude, sur un cortège d'espèces similaires. Le choix de cette méthode s'intègre donc dans une démarche de cohérence biogéographique et méthodologique entre les sites Natura 2000. L'indice IECMA prend en compte des variables biotiques et abiotiques intrinsèques au point d'eau mais aussi des notions de connectivité liées à l'environnement autour du point d'eau. Un degré de favorabilité (sur 5 points) est attribué pour chaque critère, ce qui permet d'obtenir une note d'état de conservation sur 100, traduit en classe de notation. Les valeurs de richesse spécifique en amphibiens sur chaque point d'eau et à proximité sont issues de l'inventaire 2022 et ont été complétée avec les informations déjà existantes dans la base de données du site. Les caractéristiques du point d'eau ont été relevées à l'occasion du 1er et du 3ème passage sur les sites (soit en début et fin de printemps) et les variables paysagères ont été obtenues par traitement SIG avec confirmation sur le terrain. L'IECMA ne se prêtant pas à l'évaluation de toutes les types d'écosystèmes aquatiques stagnants, la typologie de chaque point d'eau a au préalable été définie selon des critères précis (Annexe 2). Les typologies non propices à l'indice ont donc été retirées de l'évaluation. L'état hydrologique du point d'eau a également été relevé lors de chaque passage, ce critère ne fait pas partie de la méthodologie IECMA mais permet d'apporter des précisions quant au fonctionnement hydrologique de l'écosystème. Enfin, trois catégories supplémentaires ont été ajoutées pour caractériser les sites aquatiques non évalué par l'IECMA.

***Tableau II**: Grille de notation de l'état de conservation des points d'eau*

Note	**<50**	**>50**	**>70**	**>90**	***Hors protocole IECMA***		
Etat de conservation	Mauvais	Moyen	Bon	Excellent	A sec	Comblé	Indéterminé

***Tableau III**:* Variables écologiques prise en compte pour l'évaluation IECMA

Caractérisation du point d'eau	Caractérisation de l'environnement proche et des connexion écologiques
Typologie du point d'eau	Richesse en amphibiens à proximité
Richesse spécifique en amphibiens	Distance avec un peuplement source
Profondeur	Contexte immédiat
Turbidité	Distance avec la pièce d'eau la plus proche
Nature du fond	Nombre de points d'eau à moins de 500m
Berges en pente douce	Distance avec un site terrestre hivernal
Superficie	Contigu d'un corridor linéaire
Recouvrement en hélophytes	Zone d'écrasement d'amphibiens potentielle à moins de 250m
Recouvrement en hydrophytes	
Présence de poissons	
Présence de déchets	
Pollution chimique ou organique visible	
*Mesure de protection en place**	
Variable supplémentaire (hors IECMA)	
Etat hydrologique (Présence / absence d'eau à chaque passage)	

**Le critère « mesure de protection » a été retirée de la grille de notation par manque d'information sur le site, rendant de fait le critère déclassant pour la majorité des points d'eau. La grille de notation a été ajusté en conséquence et rapporté sur 100*

1.4.2. Analyses statistiques :

L'indice IECMA permet d'obtenir note globale de conservation. Afin d'analyser plus finement l'influence des différentes variables sur la note, 2 hypothèses ont été statistiquement testées :

- **Hypothèse 1** : « Il existe un lien significativement positif entre la note de l'IECMA et la richesse spécifique en amphibien à l'échelle du point d'eau. »
- **Hypothèse 2** : « Il un effet significatif des différentes variables de l'IECMA sur la note de l'IECMA. »

La normalité des variable « Richesse spécifique » et « note IECMA » a été au préalable testé au seuil avec un test de Kolmogorov Smirnov, selon l'Hypothèse nulle suivante : « *La distribution de la variable « X » n'est pas significativement différente d'une distribution de Loi Normale*. ». La normalité de la variable « note IECMA » a été validée au seuil 5% avec une P-value = 0.65, contrairement à la distribution de la richesse spécifique qui affiche une P-value très inférieure au seuil 5% (P-value = $2{,}2^{e}10\text{-}16$) .

Un test de **corrélation de Spearman** (non paramétrique) a été choisi pour tester l'hypothèse 1 et une procédure de sélection de modèle descendante de type **GLM Poisson** a été réalisée pour répondre à l'hypothèse 2. L'ensemble des analyses statistiques ont été conduites avec le logiciel **Rstudio** .

1.5. Analyse des connectivités fonctionnelles

Afin d'apporter des informations complémentaires sur le fonctionnement en réseau des mares à l'échelle du site, une analyse cartographique des connectivités fonctionnelles du réseau d'habitats a été réalisée. Pour ce travail, 2 logiciels d'analyse paysagère ont été utilisés : l'extension Qgis « ***Biodispersal*** » pour la construction de la matrice paysagère et de la carte de friction et le logiciel ***Graphab-2.8*** pour la modélisation des connectivités.

1.5.1. Carte d'occupation des sols

Dans un premier temps une matrice paysagère de la zone d'étude a été construite en combinant différentes sources de données. La carte d'occupation des sols THEIA-OSO 2022 (sattelite sentinel L2A 2020, résolution 10x10m) a servi de base et a ensuite été affinée avec le référentiel RPG disponible sur le site pour préciser les surfaces cultivées. Les surfaces de zones humides sont issues de la BD zones humide DREAL (ZH > 1ha) et de l'inventaire FDC 49 (ZH< 1ha). La cartographie des cours d'eau et du réseau routier a également été ajoutée. La cartographie des points d'eau provient de la base de données du site N2000 et a été complétée durant l'inventaire 2022. L'ensemble des constituant de la matrice ont ensuite été hiérarchisés, puis fusionnés pour former une couche RASTER uniformisée. Une zone tampon de 2000m a été défini autour de la zone d'étude afin de prendre en compte les phénomènes de lisière dans les analyses.

1.5.2. Carte de friction

La carte de friction (ou matrice de perméabilité) du site a été construite à partir de la carte d'occupation des sols et permet d'intégrer dans la modélisation les capacités de déplacement du taxon indicateur au sein des différents constituants de la matrice paysagère. Les coefficients de friction attribués à chaque type d'occupation du sol ont été définis en considérant les exigences écologiques du taxon indicateur (cf 1.2) en terme de déplacement. L'échelle de coût et les valeurs de frictions ont été fixées en croisant connaissances naturalistes et retour d'expériences répertoriés dans la littérature scientifiques (Clauzel et al, 2015. ; Clauzel, 2020.; Decourt et Luque, 2010 , Safner et al, 2010). L'échelle de coût fixée et la suivante : 1 (habitat de référence) / 5 (habitat très favorable) / 10 (habitat favorable) / 100 (habitat défavorable) / 1000 (habitat très défavorable) / 10000 (barrière infrachissable). Les types d'occupation du sol et coefficient de perméabilité associés sont présentés dans le Tableau IV .

1.5.3. Modélisation des connectivités écologiques :

- **Graphe paysager**

Les connectivités fonctionnelles au sein du réseau sont modélisées au moyen d'un graphe paysager. Ce graphe paysager a été modélisé à partir de la carte de friction (cf 1.5.2) . Il se compose de nœuds, qui

correspondent aux tâches d'habitat et de liens représentant les chemins de moindres coûts (Clauzel *et al*, 2017). Le réseau de nœuds et de liens modélisés est ensuite structuré en sous réseaux, appelées composantes. Le jeu de liens créés a été seuillé à la distance maximale de dispersion du Triton crêté de 1000m et converti en unité de coût avec la fonction « *conversion distance* » du logiciel. Enfin, le jeu de liens seuillés a été utilisé pour modéliser l'étendue surfacique des corridors écologiques (fonction *« Corridor »* du logiciel Graphab). Deux types de graphes ont de cette façon été modélisés (Tableau IV) :

- Un modèle **« Habitat de reproduction »** : dans ce graphe, seul l'habitat de reproduction des amphibiens (points d'eau de l'inventaire) est considéré dans le réseau de tâche d'habitats.

- Un modèle **« Domaine vital »** : dans ce graphe, les deux principaux habitats nécessaires à l'accomplissement du cycle de vie des amphibiens sont pris en compte dans le réseau de tâches habitats. Ainsi, le réseau de point d'eau (habitat de reproduction) est complété par l'ensemble des tâches d'habitats forestiers* (site d'hivernage et d'estivage préférentiel chez de nombreux amphibiens) situés dans un rayon de 300m autour du point du site de reproduction (domaine vital moyen pour les amphibiens, Selmitch *et al*, 2003.). **Les tâches d'habitats forestiers ont été extraites à partir de la carte d'occupation des sols et qu'un coefficient de friction de 1 leur a été attribué. La carte de friction a ensuite été retravaillée en conséquence.*

- **Métriques de connectivité**

A partir du graphe paysager, différentes métriques de connectivité peuvent être calculées. Ces métriques permettent d'évaluer l'importance des tâches habitats et des corridors au sein du réseau. Pour cette étude, il a été choisi de mesurer la probabilité de connectivité (PC). Cette métrique renseigne sur les flux d'individus et s'avère particulièrement adaptée pour identifier les sous réseaux utilisables par une espèce (Avon et Berges, 2013. ; Bodin et Saura, 2010.). Deux variantes de la métrique PC ont été calculées, pour représenter deux échelles de connectivités :

- **PC par composante** : métrique à l'échelle du sous réseau, qui met en évidence les zones les plus connectées sur le territoire.
- **Delta-PC** : métrique locale qui permet d'évaluer le niveau de contribution à la connectivité globale de chaque élément du graphe, afin de hiérarchiser les éléments selon leur importance pour la fonctionnalité du réseau.

Tableau III *: Types d'occupation du sol de la matrice paysagère et coeficient de perméabilité associés*

Prairie	Forêt de feuillus	Forêt de conifères	Lande	Culture	Surface minérale	Surface urbaine	Surface en eau (lacs)	Point d'eau	Zone humide surfacique	Cours d'eau temporaire	Cours d'eau permanent	Route à 1 voie	Route à 2 ou 3 voies
10	**10**	**100**	**100**	**1000**	**100**	**10000**	**1000**	**1**	**5**	**5**	**10**	**1000**	**10000**

Tableau IV : *Paramètres de modélisation du graphe paysagers*

Modèle	**Habitat de reproduction**	**Domaine vital**
Habitats de référence considérés	Habitats aquatiques (mares et petits plans d'eau)	Habitats aquatiques et terrestres
Connexité	8	8
Taille minimale des tâches	0 ha	0 ha
Distance	1000m	1000m
Type de distance	Dispersion	Dispersion
Probabilité de mouvement	0.05	0.05
Impédance	Coût *(coût max pour 1000m =671uc)*	Coût max *(coût max pour 1000m = 722uc)*
Echelle des coûts	1 / 5 / 10 / 100 / 1000 / 10000	1 / 5 / 10 / 100 / 1000 / 10000
Topologie	Complète	Complète

2. Résultats :

2.1. Caractéristiques générales des points d'eau

L'inventaire réalisé a permis de mettre à jour la base de données du site et de faire un état des lieux des caractéristiques générales du réseau (Tableau V, illustration 1). Ainsi, 113 points d'eau toujours existants ont été identifiés sur la zone d'étude, des points d'eau qui à 84% sont localisés en milieux ouverts, sur les plateaux agricoles (Annexe 1). Les typologies retrouvées sont assez variables mais la majorité des sites répertoriés correspondent à des mares. Sur la base de données existantes, 9 mares ont aujourd'hui disparu et 5 ont été comblées. Enfin, les 3 passages réalisés sur le terrain ont permis d'obtenir un aperçu du fonctionnement hydrologique des points d'eau (Figure 3, illustration 2). Ainsi, sur l'ensemble des points d'eau visités, 9 sont en état d'assec permanent, 32% des mares n'étaient plus en eau lors du second passage (période à préciser) et près de 55% des points d'eau étaient finalement à sec lors du troisième passage. Enfin 45% des points d'eau sont restés en eau pendant toute la durée de l'inventaire.

Tableau V : *Caractéristiques générales des points d'eau répertoriés sur la zone d'étude*

Existant	**113**	*Mare*	71	*Forestier*	10 %
		Etang	17		
		Ornière	8		
		Fossé	6		
		Zone humide engorgée	5	*Non forestier*	88 %
		Perte	2		
		Lavoir / Fontaine	2		
		Bassin décantation	1		
		Vasque (sur cours d'eau)	1	Lisière	3 %
Comble	**5**				
Disparue	**9**				

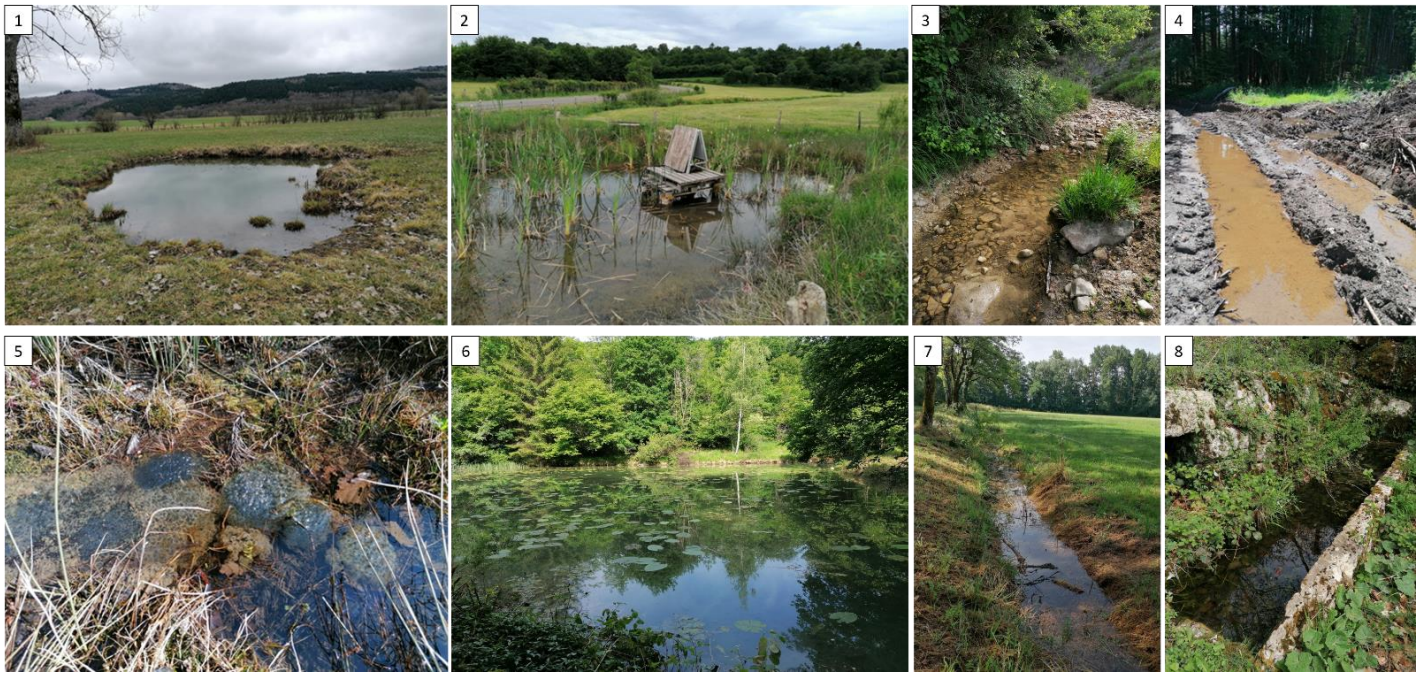


Illustration 1*: Différentes typologies de point d'eau rencontrées. 1) mare de prairie, 2) mare d'abreuvement équipée d'une pompe solaire, 3) vasque sur cours d'eau asséché, 4) ornière forestière, 5) ponte de grenouille rousse dans une zone humide engorgée, 6) étang, 7) fossé, 8) ancien lavoir. ©A.Rodrigues, 2022.*

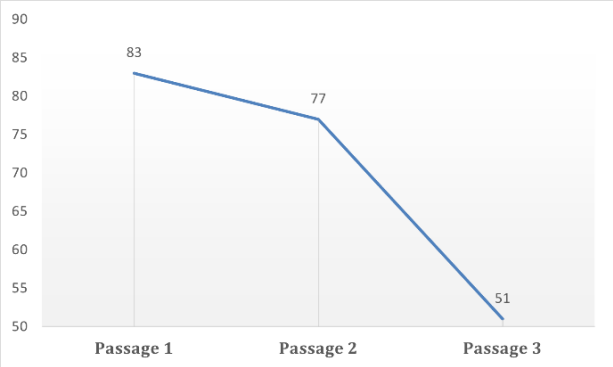


***Figure 3**: Effectif de point d'eau en eau aux 3 passages de prospection. 1er passage (du 15/03 au 01/04)), 2nd passage (du 11/04 au 01/05), 3ème passage (du 06/06 au 17/06).*

***Illustration 2:** Plan d'eau à sec lors du 3ème passage de prospection . ©A. Rodrigues, 2022)*

2.2. Résultats de l'inventaire amphibiens

Sur les 113 points d'eau prospectés dans le cadre de l'inventaire, un total de 10 espèces d'amphibiens a été recensé (Tableau VI). Les espèces les plus fréquemment observées dans les points d'eau sont le triton palmé et le triton alpestre, respectivement présents dans 33% et 29% des points d'eau. Le triton crêté a quant à lui été observé dans 8 points d'eau, contre 11 les années précédentes (à préciser). L'espèce s'est avérée absente sur 4 des 11 sites initialement identifiés dans la base de données comme site de reproduction. L 'inventaire a également permis d'identifier 2 nouveau sites de présence du Triton crêté, ce qui porte à 13 le nombre de sites de présence de l'espèce connus à ce jour. On peut ainsi préciser que 65% des sites de reproduction du Triton crêté sur le site Natura 2000 sont localisés sur la zone d'étude. Enfin, l'espèce la moins fréquente sur la zone d'étude est la grenouille Agile, avec seulement 2 sites de reproductions avérés à la suite de l'inventaire.

Tableau VI: *Résultats de l'inventaire des population amphibiens, occurrence de chaque espèce à l'issue de l'inventaire 2022 et par extraction des informations de la base de données N2000 PMJ*

Espèces recensés et statut de conservation en Franche Comté	*Inventaire 2022*		*Base de données N2000 (toute années confondues)*	
Espèces recensées	**Occurrence**	**Proportion de mares* occupées (%)**	**Occurrence**	**Proportion de mares* occupées (%)**
Triton palme (LC)	37	42	48	54
Triton alpestre (LC)	33	37	40	45
Grenouille verte (LC)	18	20	29	33
Crapaud commun (LC)	12	14	21	24
Grenouille rousse (NT)	10	11	21	24
Sonneur à ventre jaune (NT)	**13**	**15**	**18**	**20**
Salamandre tacheté (LC)	9	10	14	16
Triton crêté (VU)	**8**	**9**	**13**	**15**
Alyte accoucheur (NT)	2	2	5	6
Grenouille agile (NT)	2	2	2	2
Richesse totale en amphibiens			**10**	

2.3. Etat de conservation des points d'eau

A la suite de l'inventaire, un indice d'état de conservation a pu être attribué à 94 des 121 mares répertoriées. Les point d'eau non évalués correspondent à des typologies non propices à l'évaluation IECMA (ornières, zones humides, vasques et pertes) ainsi qu'à quelques points d'eau n'ayant pas pu être prospectés pour des raisons d'accessibilité (jardin privée le plus souvent) et dont l'état reste aujourd'hui indéterminé. Finalement, 67% des points d'eau se sont avérés propices à l'évaluation IECMA. Les mares à sec et comblées n'ont pas pu être évaluées avec l'ICEMA mais leur état de conservation peut être considéré comme mauvais. On peut ainsi estimer qu'à minima 58% des points d'eau sont en moyen ou bon état et que seul 2% d'entre eux atteignent un excellent état. Enfin au moins 18% des sites sont à l'inverse soit en mauvais état, soit en assec ou comblé (Figure 4). Le test de corrélation de Spearman permet ici de confirmer l'existence d'une corrélation positive significative (P-value= 2,698e-05) entre la note de l'IECMA et la richesse spécifique en amphibiens à l'échelle du point d'eau (Figure 5). La sélection de modèle permet quant à elle de mettre en évidence les critères influençant le plus l'état de conservation (Tableau VII). Parmi les 16 critères de la notation, 5 ont un effet significatif sur l'état de conservation à savoir : la richesse en amphibiens, la turbidité de l'eau, l'abondance en hélophytes et la présence de poissons à l'échelle locale, ainsi que la proximité avec un site terrestre hivernal et le risque d'écrasement l'échelle de l'environnement proche et qui sont par ailleurs les 2 effets les plus significatifs.

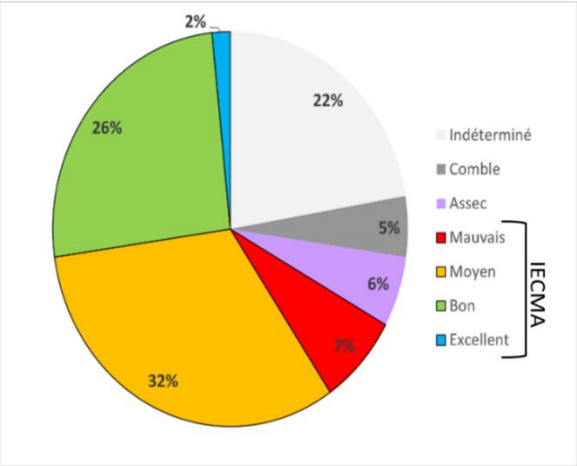


***Figure 4**: Etat de conservation général des points d'eau sur la zone d'étude suite à l'évaluation IECMA*

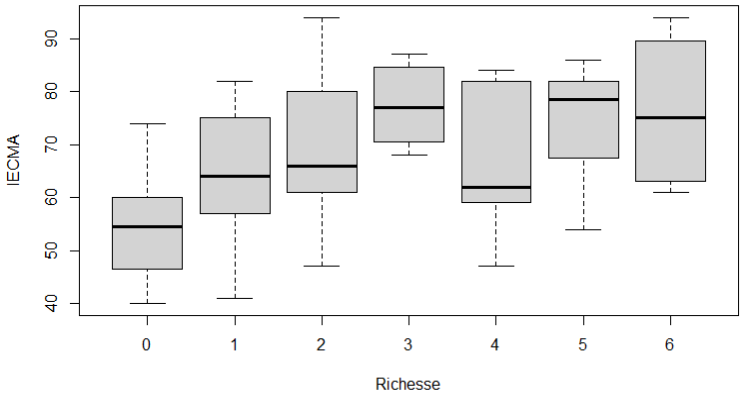


***Figure 5** : Corrélation entre richesse spécifique en amphibiens et note obtenue pour l'IECMA*

***Tableau VII** : Résultats de la sélection de modèle*

Ordre d'élimination des variables	Variables explicatives	P-value	Modèle	AIC du modèle
1	Distance population source * Distance plus proche point d'eau	0,9978	Modèle complet	563.28
2	Nature du fond	0.8399	M2	562.62
3	Déchets	0.7121	M3	560.66
4	Densité point d'eau 500m	0.6932	M4	558.79
5	Corridors contigus	0.6120	M5	555.53
6	Taille	0.5118	M6	552.51
7	Richesse à proximité	0.5123	M7	549.85
8	Pollution	0.5309	M8	547.19
9	Contexte	0.4794	M9	545.58
10	Abondance d'Hydrophytes	0.1962	M10	543.05
11	Berges en entes douces	0.1458	M11	542.31
Variables conservées	**Richesse spécifique**	**0.0208 ***	Modèle minimal	542.16
	Turbidité	**0.0110 ***		
	Abondance d'Hélophytes	**0.0072 ****		
	Proximité avec un site terrestre hivernal	**0.0010 *****		
	Risque d'écrasement	**0.0068 ****		
	Présence de poissons	**0.0333 ***		

2.4. Analyse des connectivités fonctionnelles

La figure 6, permet de visualiser l'étendue des corridors écologiques potentiels calculés par les deux modèles de graphes paysagés. Lorsque seuls les habitats aquatiques sont pris en comptent dans la modélisation (Figure 6 a.), de nombreux points d'eau points d'eau apparaissent isolés dans la matrice, sans connexion potentielles avec un corridors écologique. A l'inverse lorsque le réseau d'habitats prend en compte sites aquatiques et terrestres (Figure 6 b.), l'étendue des corridors écologiques augmente sensiblement et permet de mettre en évidence des réseaux d'habitats plus complexes et plus nombreux.

La construction du graphe paysagers offre ensuite un aperçu des chemins de moindres coûts disponibles au sein des sous réseaux et permet de mettre en exergue les points d'eau les plus importants pour la migration des amphibiens dans le paysage. Les figures 7 et 8 présentent un échantillon des résultats cartographiques des deux modélisations pour quelques composantes d'intérêt. Les enjeux espèces IC ainsi que les mares comblées ont été superposées pour une meilleure visualisation des enjeux. Ici, les valeurs de dPC obtenues n'ont pas vocation à être interprétés seules mais ont un intérêt pour comparer l'importance de chaque point d'eau pour la fonctionnalité globale du réseau d'habitats. Avec le modèle « Habitat de reproduction », la participation des différents nœuds du graphe à la connectivité globale du réseau s'étend de 0.5% (d-pc =0.005) à 3,9% (d-pc=0.039) pour les nœuds les plus connectés, avec une participation moyenne de 1.38%. Les résultats du modèle « Domaine vital », sont plus contrastés. On relève que 72% des nœuds ont une connectivité inférieure à 0.1% alors que le nœud le plus connecté conserve 24,6% de la connectivité totale du graphe. Enfin, si l'on se concentre sur le découpage des composantes issu des deux modélisations (Tableau VIII), on constate que la prise en compte des boisements dans les modèles « Domaine vital » induit la formation de 10 sous réseaux supplémentaires, mais le nombre de points d'eau isolés est en revanche inférieur à celui du modèle « habitat de reproduction ». Quel que soit le modèle considéré, on peut néanmoins souligner la forte hétérogénéité du réseau à l'échelle du site, avec une importante composante de 18 à 22 points d'eau au centre du site qui contraste avec la majorité de très petits réseaux de 1 à 4 points d'eau présents sur le reste de la zone d'étude.

Pour finir, La figure 9 permet de faire le lien entre les résultats de différentes analyses réalisées et a pour but une meilleure visualisation des enjeux et spécificités du réseau écologique. Sur cette cartographie, il a été choisi de présenter la modélisation du modèle « Domaine vital » avec les corridors écologiques et chemins de moindre coût associés, les tâches d'habitats terrestres forestiers, la localisation du réseau d'habitats aquatiques ainsi que l'état de conservation associé à chaque point d'eau. Les sites de présence des espèces d'intérêt communautaires ont également été superposés.

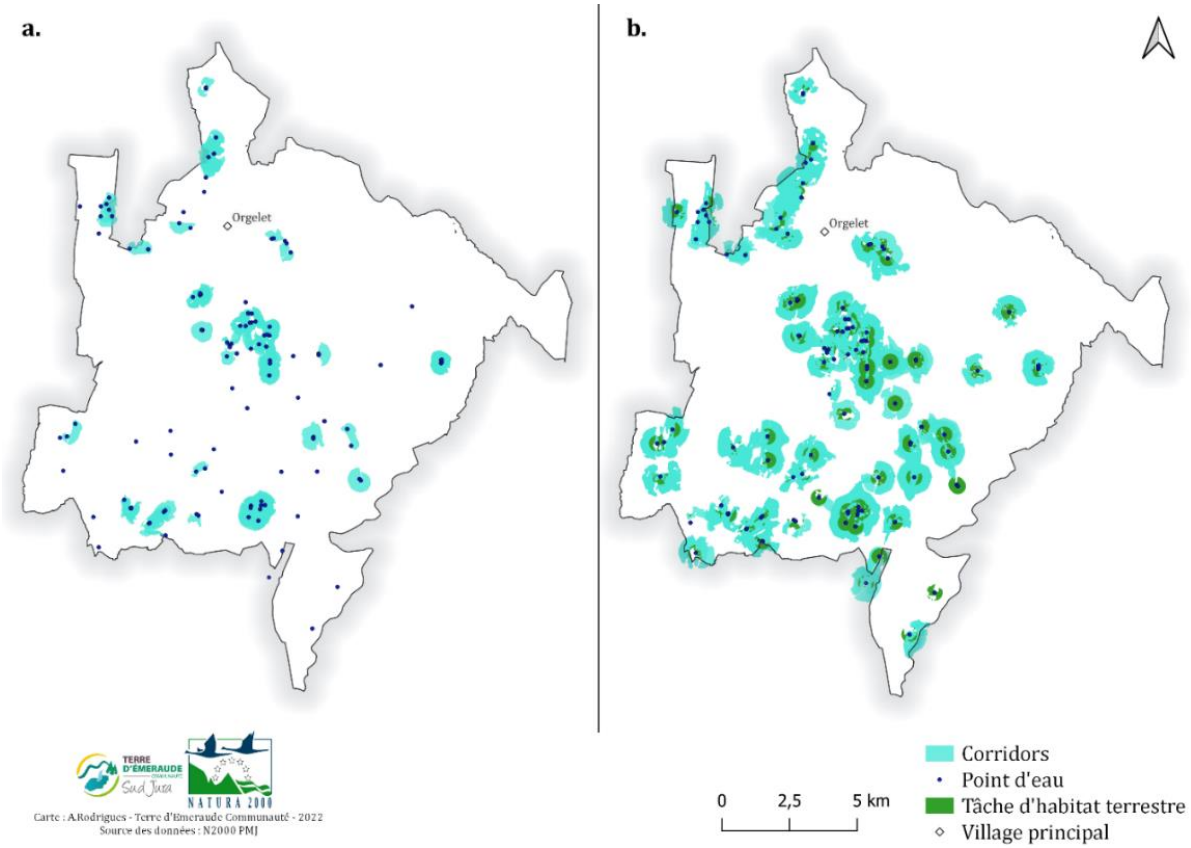


Figure 6 *: Modélisation des corridors écologiques. a) avec le modèle "Habitats aquatiques", b) avec le modèle "Domaine vital"*

Tableau VIII *: Détails des composantes identifiées avec les deux modélisations*

	Nombre de composantes par type de réseau d'habitat	
Nombre de point d'eau dans la composante	Habitats aquatiques et terrestres *(722 uc)*	Habitats aquatiques seuls *(612uc)*
1	**18**	**24**
2	9	12
3	2	4
4	5	4
5	2	1
6	2	1
8	1	1
19	0	1
22	1	0
Nombre totale de composantes	**59**	**49**

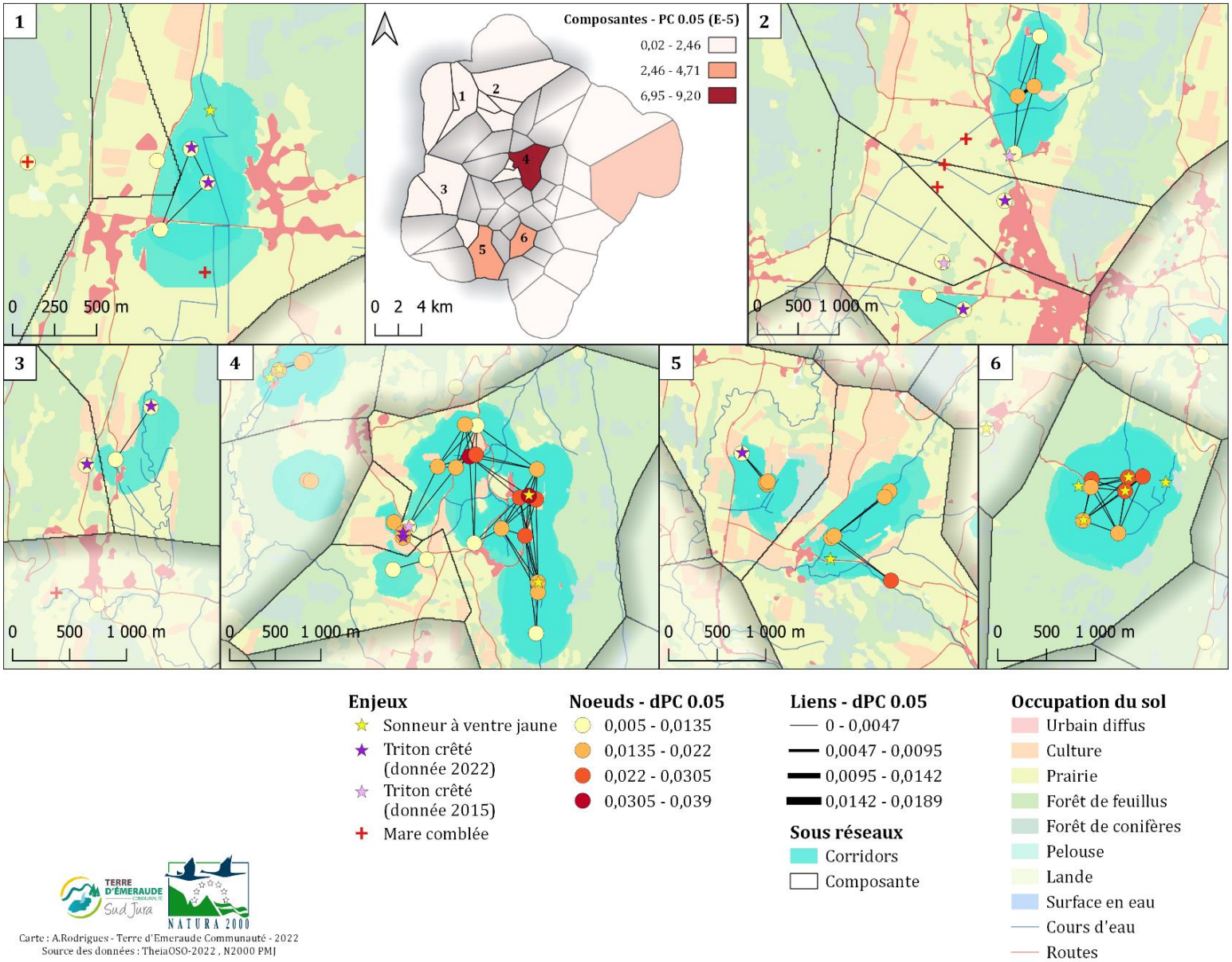


Figure 7 *: Résultats cartographiques de la modélisation des connectivités produite avec le modèle "Habitat de reproduction". Gros plan sur six secteurs d'interet.*

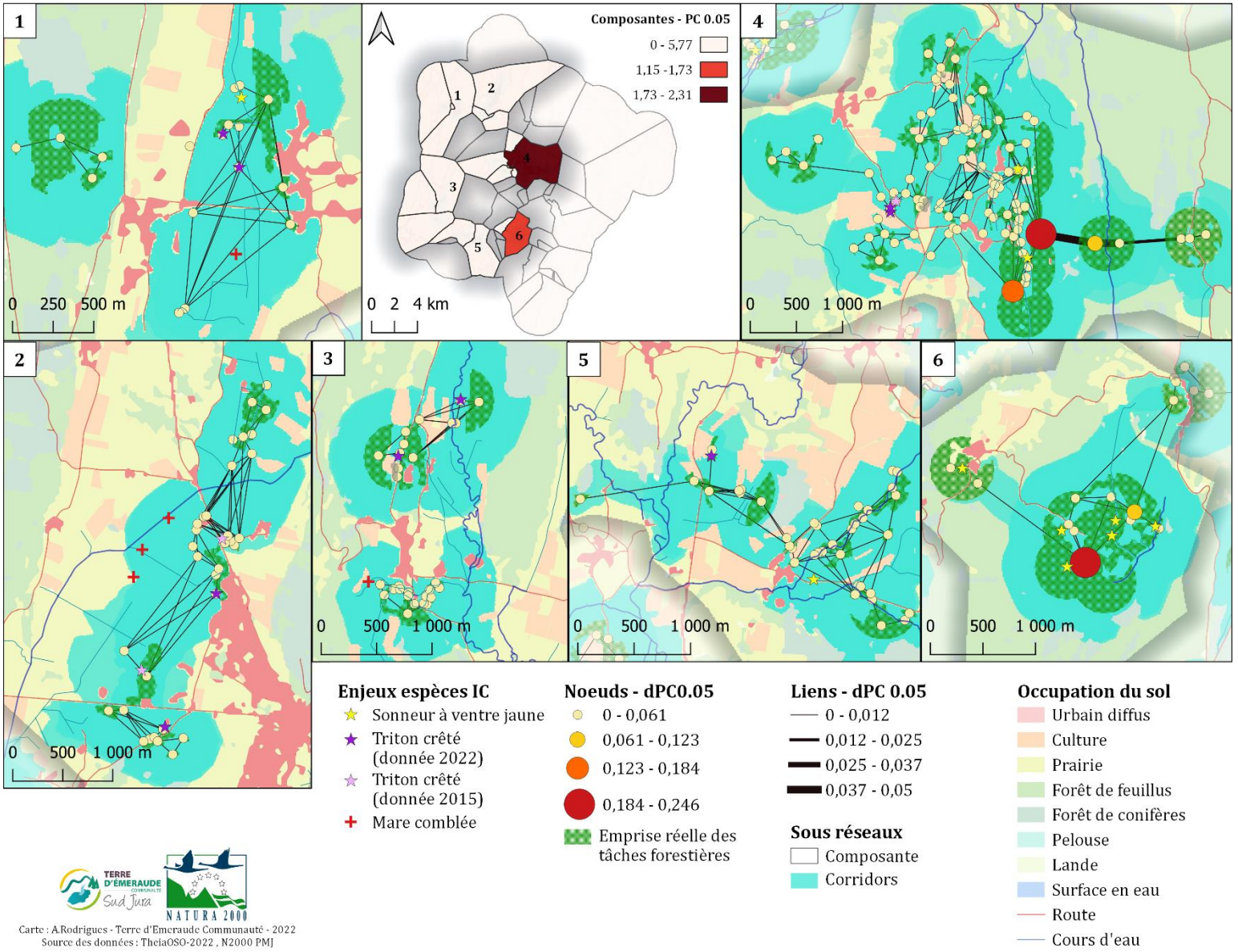


Figure 8 *: Résultats cartographiques de la modélisation des connectivités produite avec le modèle "Domaine vital". Gros plan sur six secteurs d'interet.*

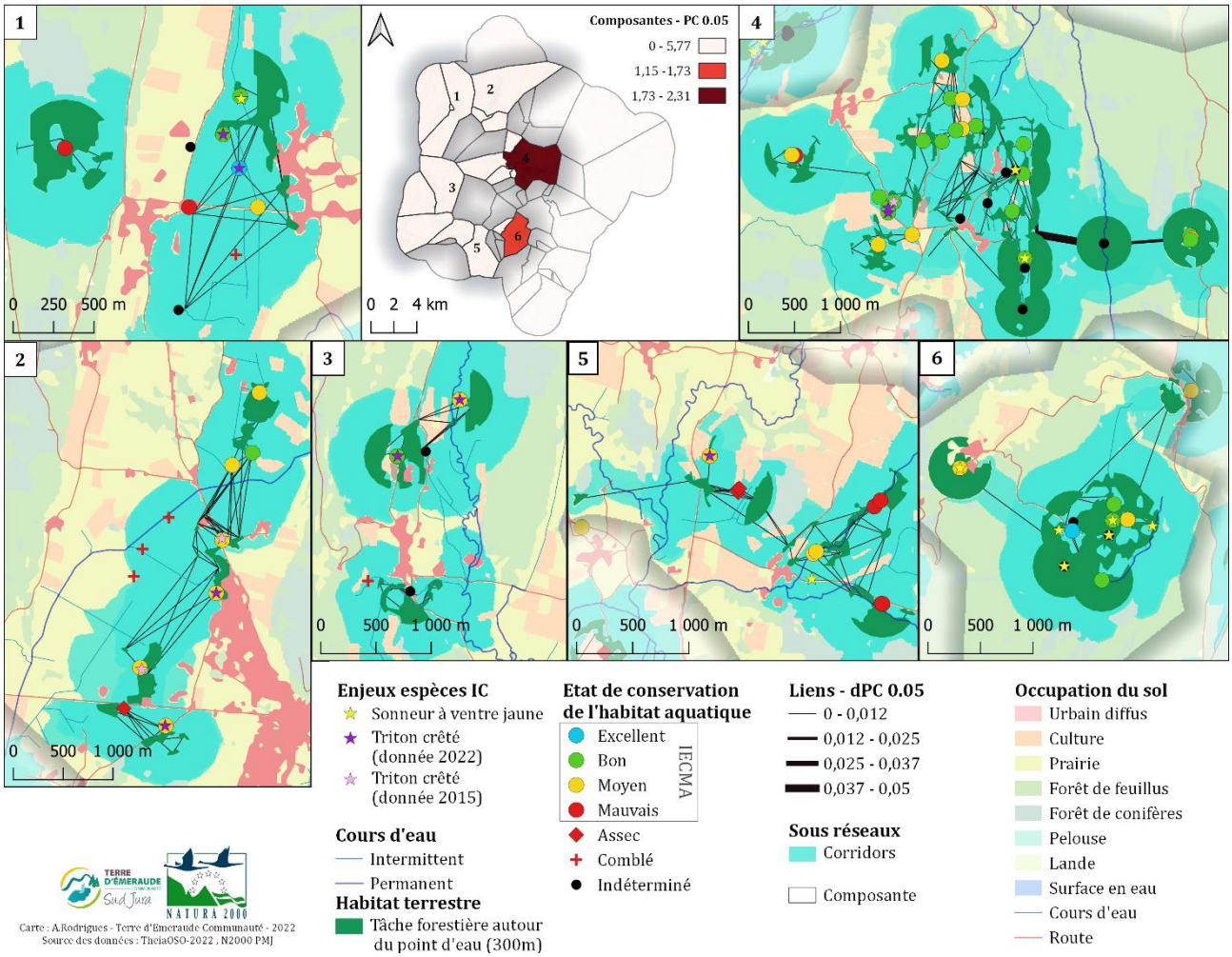


Figure 9 *: Carte bilan des enjeux de conservation sur le site. Mise en relation du réseau de connectivité "Domaine Vital", de l'état de conservation des points d'eau et des enjeux EIC. Gros plan sur six secteurs d'intérêt.*

3. Discussion

3.1. Retour sur l'inventaire amphibien

On retrouve sur la zone d'étude, 10 des 17 espèces d'amphibiens recensées en Franche-Comté, soit près de 59% de la diversité départementale. En termes de valeur de conservation, seul le Triton crêté est en danger d'extinction (classé VU). On peut notamment signaler la relative rareté de la grenouille Agile présente sur seulement 2 sites de reproduction sur la zone d'étude pour un total de 3 sites connus à ce jour sur la totalité du périmètre Natura 2000. Même si la grenouille Agile n'est pas classée d'IC, l'apparente fragilité des populations sur le site mériterait une attention plus poussée, en améliorant pour commencer les connaissances sur la répartition des populations, qui souffrent peut-être d'une sous-estimation, et en veillant au bon état écologique des quelques sites.

3.2. Etat de conservation des points d'eau

Au regard des résultats, la note d'état de conservation donnée par l'IECMA est très corrélée à la richesse spécifique locale en amphibiens. Cela tend à confirmer l'intérêt d'utiliser dans cette étude les exigences écologiques d'une espèce « parapluie » comme le Triton crêté. Ce résultat est en accord avec Jeliazkov *et al* (2014.) qui précise que le concept d'espèce « parapluie » peut être pertinent pour préserver une communauté restreinte comme celle des amphibiens. On peut néanmoins nuancer ces propos en rappelant que la communauté des amphibiens n'est pas le plus représentatif de certains paramètres comme la physico-chimie de l'eau et que cette étude ne permet donc pas une bonne évaluation des problèmes éventuels de pollution du milieu (Ilg et Orteli, 2017). L'étude de taxons complémentaire plus polluo-sensible comme certains groupes de coléoptères aquatiques (Courte et al, 2016.), d'indicateur végétaux ou la réalisation de prélèvement physico-chimiques pourrait donc être préconisée pour combler cette lacune.

La sélection de modèle permet néanmoins de mettre en évidence que l'état de conservation des points d'eau est plus spécifiquement lié à une combinaison de paramètres agissant sur la qualité du milieu aquatique à l'échelle locale (végétation aquatique, turbidité, poissons) ainsi que dans l'environnement proche (proximité avec un habitats terrestre, risque d'écrasement). En revanche, les variables agissant sur les processus de métapopulations comme la densité de point d'eau et la proximité avec un peuplement source exercent visiblement une influence moindre sur l'état de conservation. Ces résultats sont en accord avec ceux mis en évidence par plusieurs auteurs. Jeliazkov *et al* (2014) a constaté un effet non significatif de la densité de mares sur l'occurrence des espèces à l'échelle locale, tout comme Van Burskik (2005) qui précise que les effets observables à l'échelle paysagères sont parfois plus liés à la qualité des tâches d'habitat aquatiques et terrestres qu'a des processus de métapopulation. De même, Denoël & Ficetola (2008) ont démontré que localement, la présence d'urodèles dépendait plus de la qualité du site de reproduction et de la proximité avec des boisements que de la densité en points d'eau. Ce constat ne remet néanmoins pas en question l'importance pour l'équilibre de la biodiversité de variables telles que le contexte paysager globale et le fonctionnement en réseau de mares, qui, selon ces mêmes auteurs exerceraient une influence perceptible à une échelle plus large : celle du pool régional d'espèce.

L'influence significative de la proximité avec des habitats terrestres forestiers et du risque d'écrasement sur l'équilibre de la biodiversité vient également souligner l'importance de qualité du domaine vital des espèces pour des fonctionnalités de ces écosystèmes. Les seuils d'influence fixés par l'IECMA pour ces paramètres (un rayon de 250 m pour le risque d'écrasement et une distance optimale de de 100 à 250m pour le site d'hivernage) viennent conforter l'estimation du domaine vitale moyen des amphibiens établi à 300m autour du point d'eau par Selmitch *et al*, (2003).

3.3. Connectivités fonctionnelles des réseaux d'habitats

La prise en compte ou non des habitats terrestres comme nœud à part entière de la matrice influence sensiblement les résultats de la modélisation des connectivités en proposant des corridors beaucoup plus étendus, même si finalement la forte hétérogénéité structurelle du réseau ne permet pas une évolution majeure du nombre de points d'eau composante. Face à ces résultats contrastés, et pour cibler le modèle le plus réaliste, il semble important de faire le lien entre modélisation théorique et réalité écologique. La comparaison des secteurs 2 (Figure 7 et 8) permet d'apporter quelques éléments de réponse. En effet, avec le modèle « habitats de reproduction » (Figure 7), le Triton Crêté est présent sur quatre sites de reproduction à priori tous déconnectés les uns des autres, alors qu'avec la modélisation « Domaine vitale », ces mêmes points d'eau sont cette fois interconnectés par des corridors, avec néanmoins un risque d'écrasement lié à la présence de linéaire routier. L'hypothèse qu'il n'existe aucun échange entre ces populations situées dans un périmètre de 3km^2 à peine semble peu plausible compte tenu du fonctionnement en métapopulation de l'espèce. Cette comparaison permet donc d'attribuer plus de crédibilité au modèle « Domaine vital ». Ce résultat rejoint les propos de Marsh et Trenham (2001) qui insistent sur l'importance des habitats terrestres dans le fonctionnement des métapopulations à l'échelle des réseaux de mares. Des habitats terrestres qui serviraient tout comme les sites de reproduction de point de départ aux mouvements de dispersion. Cependant, le modèle « Domaine vital » offre une moins bonne lisibilité lorsqu'il s'agit de mettre en évidence les sites aquatiques importants pour la connectivité. Une part importante de la connectivité globale du graphe est en effet concentrée sur quelques nœuds seulement, correspondent aux domaines vitaux les plus boisés de la matrice. Ainsi la modélisation « Habitats de reproduction » pourrait être utilisée de façon complémentaire afin de cibler plus finement les mares « relais » potentielle en vue d'une priorisation des sites à enjeux, même si cette modélisation offre une vision simpliste du fonctionnement des réseaux de mares (Marsh et Trenham, 2001).

3.4. Enjeu Triton crêtés et fonctionnement des métapopulations

Si l'on regroupe les données d'occurrence répertoriées entre 2015 et 2022, le Triton crêté fréquente treizes sites aquatiques différents, répartis-en cinq sous réseau d'habitats distincts. Si l'on se réfèrent à la littérature, un réseau de cinq à six points d'eau viables et connectés est nécessaire à la conservation d'une population de triton Crêté, (Puissauve *et al*, 2015), avec un optimum de quatre à huit mares au km^2 selon Duguet et Melki (2003). Ces niveaux de connectivités semblent atteintes pour trois des cinq réseaux identifiés. Par ailleurs, on peut souligner que les individus n'ont pas systématiquement été observés sur les sites de présence connus dans la base de données N2000. Cette variabilité spatiale et temporelle à l'échelle du réseau est à mettre en liens avec la dynamique de

fonctionnement des métapopulations au sein d'un réseau d'habitats (Levin, 1969 ; Hanski, 1991). En effet, l'extinction d'une population à un instant T ne traduit pas nécessairement un « problème écologique » majeur pour le maintien des métapopulations. Il peut s'agir d'une réponse normale à une perturbation ponctuelle du milieu, qui peut provoquer la migration des individus vers un autre site de reproduction, ou simplement une pause dans le cycle de reproduction. Cela soulève en revanche l'importance pour les populations d'avoir accès à une diversité de sites aquatiques, permettant d'assurer sur le temps long la résistance des communautés faces aux perturbations et à l'évolution naturelles des écosystèmes. Il y a donc un lien étroit entre dynamique spatiale et temporelle qu'il semble nécessaire de prendre en considération dans l'étude de ces milieux (Jeffries, 1994., Jeffries, 2005., Hassal *et al*, 2012., Hill *et al* ,2021). Cette notion de temporalité n'est cependant pas prise en compte dans lECMA qui permet une évaluation instantanée de l'état de conservation.

3.5. Le réseau de mare face au changement climatiques

Les observations faites lors des inventaires nous alertent aussi sur la relative fragilité hydrologique du réseau de mares sur le site N2000 (55% d'assec début juin). Ce phénomène s'explique par un printemps 2022 particulièrement sec dans le Jura où le déficit pluviométrique a dépassé les 75% au mois de mai (OiEau, juin 2022). Même si la biodiversité inféodée aux mares est capable de s'adapter à des phénomènes hydrologiques extrêmes (Alderton *et al*. 2017. Dans Hill et al, 2021. ; Williams, *et al*. 1997), on peut s'interroger sur la précocité et l'ampleur du phénomène, et sur l'impact que cela peut avoir sur la survie des populations à moyen terme. Pour des espèces comme le Triton crêté, pour lesquels 100 jours de développement en phase aquatique sont en moyenne nécessaire (Figure 2), la fenêtre optimale de reproduction semble en effet très réduite dans ces conditions. Chez les amphibiens par exemple, Walls *et al* (2013) relèvent d'ores et déjà des effets néfastes de l'intensification des sècheresses sur la reproduction des amphibiens : période de chant réduite, diminution de la taille corporelle de métamorphose et bien sûr effondrement du succès de reproduction. Jeffries et al, (1994) démontre aussi que les sècheresses peuvent, induire à court terme un bouleversement total des communautés avec l'arrivée de taxons moins diversifiés mais plus adaptés aux milieux temporaires. Finalement, face à l'accélération du changement climatique, il est pour l'heure difficile de prévoir dans quelle mesures la biodiversité des micro-écosystèmes aquatiques stagnants parviendra à s'adapter (Wall *et al*, 2013)

3.6. Vers une amélioration de l'évaluation

Malgré l'intérêt de cette étude, plusieurs lacunes et biais méthodologiques peuvent être mise en évidence en vue d'une amélioration de ce travail.

Cartographie de la matrice : La carte d'occupation des sols OSO utilisé pour créer la matrice affiche une résolution de 10 x 10m qui ne permet pas une modélisation précise de certains éléments du paysage, comme les linéaires de haies (Annexe 8) qui constituent pourtant un réseau dense de corridor écologiques sur le territoire. De même, le réseau de fossé n'est que partiellement cartographié sur le site, ces milieux forment aussi des corridors biologiques intéressants pour les espèces aquatiques mais aussi des habitats à part entière (Armittage *et al*, 2003. ;Duguet et Melki, 2003, Houard, 2020.) et mériteraient donc d'être mieux identifiés. Comme le souligne plusieurs auteurs, ces problèmes de précisions sont une des principales difficultés liées à l'élaboration de programme comme la Trame Verte et Bleue (Delclaux et Fleury 2020. ; Maire *et al*, 2012.). Pour améliorer la prise en compte des corridors linéaires, un travail de géoréférencement des haies et des fossés à l'échelle du site Natura2000 pourrait ainsi être préconisé. Enfin, la prise en compte du relief dans la modélisation pourrait également constituer une piste d'amélioration. En effet, Pichenot (2008) précise que la distance entre deux points du paysage est toujours plus grande lorsque le relief et pris en compte dans la mesure. Compte tenu du relief de crêtes accidentées qui caractérise la Petite Montagne, variant de 280m à 841m d'altitude (CCPM, 2015), il est probable que certaines distances entre tâche d'habitats aient été sous estimées.

Une biodiversité sous-évaluée : L'évaluation du réseau de mares a été effectué uniquement à partir des points d'eau répertoriés dans la base de données. Or toutes les typologies de point d'eau n'ont pas bénéficié du même effort de référencement. C'est notamment le cas des ornières temporaires, qui sont pourtant présentes en nombre sur le site. Ces habitats très temporaires ne sont pas non plus considérés dans l'évaluation IECMA. Cela souligne une des limites majeures de cette étude, qui ne permet finalement pas d'inclure les enjeux liés aux taxons les plus pionniers, comme le Sonneur à ventre Jaune, des taxons pourtant importants pour la biodiversité à l'échelle du site (Hill *et al*, 2021. ; Legendre, 2014.). L'étude gagnerait donc à être enrichie, par une étude complémentaire du réseau d'habitats temporaire et de la biodiversité qu'elle abrite. Ce travail complémentaire permettrait une prise en compte plus pertinente des enjeux liées à la seconde espèce d'intérêt communautaire présente sur le site, le Sonneur à ventre jaune.

Conclusion et démarche de priorisation

Bien que perfectible sur plusieurs aspects, cette étude constitue une première approche d'évaluation de l'état de conservation du réseau de mares à l'échelle du site Natura 2000. Ce travail permet d'apporter des clés de compréhension sur les enjeux de conservation des écosystèmes aquatiques stagnants aux différentes échelles de l'environnement. Ainsi, préservation de la qualité du milieu aquatique, prise en compte des habitats terrestres au sein du domaine vital mais aussi réflexion sur la fonctionnalité des réseaux d'habitats et les dynamiques de métapopulations associées sont des paramètres complémentaires qui nécessitent d'être considérés pour une évaluation complète et pertinente de l'état de conservation de ces écosystèmes complexes et fragiles. Afin d'orienter le gestionnaire dans sa démarche de priorisation des sites et de choix d'action, le schéma bilan ci-dessous (Figure 10) a finalement été conçu. Sur la base des principaux enjeux et menaces identifiées, ce dernier permet d'attribuer un niveau de priorité pour chacun des points d'eau et de cibler les actions types pouvant être préconisées. Ce schéma a été pensé comme un outil d'aide à l'interprétation des résultats permettant de traduire l'évaluation de l'état de conservation en un programme de gestion concret à l'échelle du site Natura2000.

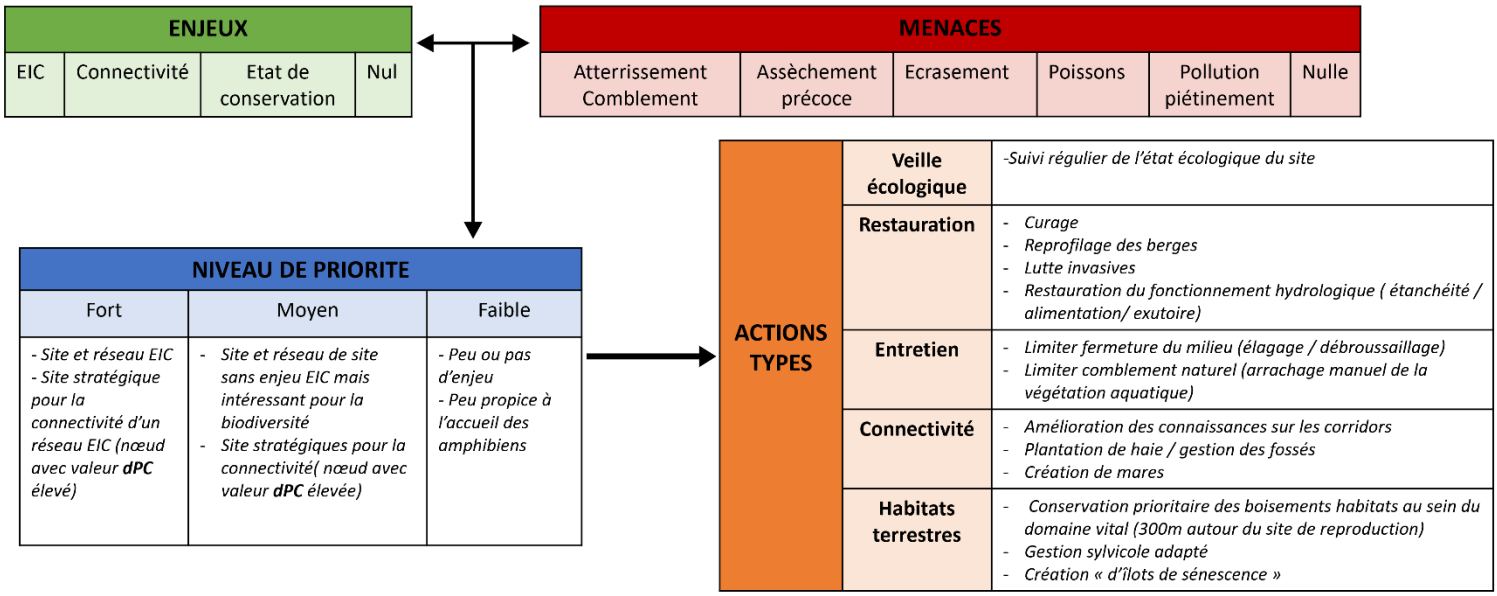


Figure 10 *: Démarche de priorisation des enjeux et d'orientation du programme d'action pour la gestion du réseau de mares du site N2000 "Petite Montagne du Jura"*

Bibliographie

Armitage, P. D., Szoszkiewicz, K., Blackburn, J. H., & Nesbitt, I. (2003). Ditch communities: a major contributor to floodplain biodiversity. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 13(2), 165-185.

Avon, C., & Bergès, L. (2013). *Outils d'analyse de la connectivité des habitats*. Rapport de recherche, irstea.

Barrioz, M., Miaud, C. (2016). *Protocole de suivi des populations d'amphibiens de France « POPamphibiens Communauté »*. Société herpéthologique de France. Version 2022.

Bideau, A., Michon, A., Vaniscotte, A., Oinston, H., Cottet, M., Giroud I., Bannwarth, C., Paul ,J.P, Mora, F. (2020) *Liste rouges des Amphibiens et reptiles de Franche-Comté*. LPO Franche-Comté, DREAL Bourgogne-Franche-Comté, Conseil général de Bourgogne-Franche-Comté, 29p.

Bodin, Ö., & Saura, S. (2010). *Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments*. Ecological Modelling, 221(19), 2393-2405.

Burel, F., & Baudry, J. (1999). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications* (p. 359). Editions Tec et Doc.

Clauzel, C. (2020). *Rapport du projet TRAMARE (2019-2022)*. Rapport de recherche, Ladyss ; Université de Paris.

Clauzel, C., Bannwarth, C., & Foltete, J. C. (2015). *Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France.* Journal for Nature Conservation, 23, 98-107.

Communauté de Commune de la Petite Montagne,CCPM. (2015). *Document d'objectifs Petite Montagne du Jura (DOCOB) – Document de synthèse.* Site Natura 2000, 161p

Courte, M., Mori, Q., Aumaitre, D., Rivière Y., Rabemananjara, F., Paul, B., Jilet, R., Dabry, J. (2016). *Programme & Suivi des Mares de Lorraine – Volet connaissances – Bilan 2016*. Conservatoire d'espaces naturels de Lorraine.

Delclaux, J., & Fleury, P. (2020). *Politique de conservation de la biodiversité et d'aménagement du territoire: état de l'art sur la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France*. *Cybergeo: European Journal of Geography*.

Denoël, M., & Ficetola, G. F. (2008). *Conservation of newt guilds in an agricultural landscape of Belgium: the importance of aquatic and terrestrial habitats*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18(5), 714-728.

Duguet, R. et Melki, F. (2003). *Les amphibiens de France, de Belgique et Luxembourg - Chapitre 2 - Biologie*. Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze (France). 480p

Jeffries, M. (2005). *Small ponds and big landscapes: the challenge of invertebrate spatial and temporal dynamics for European pond conservation*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 15(6), 541-547.

Hanski, I., & Gilpin, M. (1991). *Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain*. Biological journal of the Linnean Society, 42(1-2), 3-16.

Hill, M. J., Greaves, H. M., Sayer, C. D., Hassall, C., Milin, M., Milner, V. S., ... & Wood, P. J., (2021). *Pond ecology and conservation: research priorities and knowledge gaps*. Ecosphere, 12(12), e03853.

Houard X. (2020) – *Plan national d'actions en faveur des « libellules » - Agir pour la préservation des odonates menacés et de leurs habitats 2020-2030*.Office pour les insectes et leur environnement – DREAL Hauts-de-France - Ministère de la transition écologique : 66 p

Ilg, C., & Oertli, B. (2017). *Effectiveness of amphibians as biodiversity surrogates in pond conservation*. Conservation Biology, 31(2), 437-445.

Janin, A. (2011). *Évaluer la connectivité en paysage fragmenté : de l'écologie comportementale à la biologie de la conservation.* Doctoral dissertation, Université Claude Bernard-Lyon I).

Jeliazkov, A., Chiron, F., Garnier, J., Besnard, A., Silvestre, M., & Jiguet, F. (2014). *Level-dependence of the relationships between amphibian biodiversity and environment in pond systems within an intensive agricultural landscape*. Hydrobiologia, 723(1), 7-23.

Legendre, P. (2014). *Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity*. Global Ecology and Biogeography, 23(11), 1324-1334.

Levins, R. (1969). *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological contro*l. Bulletin of the Entomology Society of America, 71, 237-240

Maillet G., Le Cabec T., Bonnet Reageade C., 2017. *Protocole IECMA -Indicateur d'Etat de Conservation des Mares à Amphibiens*. Conservatoire d'espace Naturel Isère. 28p

Maire, E., Marais-Sicre, C., Guillerme, S., Rhoné, F., Dejoux, J. F., & Dedieu, G. (2012*). Télédétection de la trame verte arborée en haute résolution par morphologie mathématique*. Revue internationale de Géomatique, (4), 519-538.

MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography Princeton University Press*. Princeton, NJ, 203.

Marsh, D. M., & Trenham, P. C. (2001). *Metapopulation dynamics and amphibian conservation*. Conservation biology, 15(1), 40-49.

Pichenot, J. (2008). *Contribution à la biologie de la conservation du Sonneur à ventre jaune (Bombina variegata L.)-Écologie spatiale et approche multi-échelles de la sélection de l'habitat en limite septentrionale de son aire de répartition*. *Université de Reims Champagne-Ardenne*.

Puissauve, R., Boissinot ,A. et De Massary J-C. (2015.) *Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Triton crêté, Triturus cristatus (Laurenti,1768)*. Service du patrimoine naturel du MNHN &Onema.

Van Buskirk, J. (2005). *Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance*. *Ecology*, *86*(7), 1936-1947.

Walls, S. C., Barichivich, W. J., & Brown, M. E. (2013). *Drought, deluge and declines: the impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate*. Biology, 2(1), 399-418.

Table de illustrations

Illustration 1 : Différentes typologies de point d'eau rencontrées. 1) mare de prairie, 2) mare d'abreuvement équipée d'une pompe solaire, 3) vasque sur cours d'eau asséché, 4) ornière forestière, 5) ponte de grenouille rousse dans une zone humide engorgée, 6) étang, 7) fossé, 8) ancien lavoir. ©A.Rodrigues, 2022……34

Illustration 2 : Plan d'eau à sec lors du 3ème passage de prospection. ©A. Rodrigues, 2022……35

Table de Tableaux

Tableau IV: Grille de notation de l'état de conservation des points d'eau……28

Tableau V: Variables écologiques prise en compte pour l'évaluation IECMA……30

Tableau III : Types d'occupation du sol de la matrice paysagère et coeficient de perméabilité associés…… 31

Tableau IV : Paramètres de modélisation du graphe paysagers……31

Tableau V : Caractéristiques générales des points d'eau répertoriés sur la zone d'étude……34

Tableau VI : Résultats de l'inventaire des population amphibiens, occurrence de chaque espèce à l'issue de l'inventaire 2022 et par extraction des informations de la base de données N2000 PMJ……36

Tableau VII : Résultats de la sélection de modèle……37

Table des figures

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude sur le site Natura2000 Petite Montagne du Jura……27

Figure 2 : Phénologie du cycle de vie du Triton crêté……28

Figure 3: Effectif de point d'eau en eau aux 3 passages de prospection. 1er passage (du 15/03 au 01/04)), 2ème passage (du 11/04 au 01/05), 3ème passage (du 06/06 au 17/06)……35

Figure 4 : Etat de conservation général des points d'eau sur la zone d'étude suite à l'évaluation IECMA……37

Figure 5 : Corrélation entre richesse spécifique en amphibiens et note obtenue pour l'IECMA……37

Figure 6 : Modélisation des corridors écologiques. a) avec le modèle "Habitats aquatiques", b) avec le modèle "Domaine vital"……39

Figure 7 : Résultats cartographiques de la modélisation des connectivités produite avec le modèle "Habitat de reproduction". Gros plan sur six secteurs d'interet……40

Figure 8 : Résultats cartographiques de la modélisation des connectivités produite avec le modèle "Domaine vital". Gros plan sur six secteurs d'interet……41

Figure 9: Carte bilan des enjeux de conservation sur le site. Mise en relation du réseau de connectivité "Domaine Vital", de l'état de conservation des points d'eau et des enjeux EIC. Gros plan sur six secteurs d'intérêt……42

Figure 10: Démarche de priorisation des enjeux et d'orientation du programme d'action pour la gestion du réseau de mares du site N2000 "Petite Montagne du Jura"……47

Table de matières

Avertissement……1

Engagement de non-plagiat……2

Remerciements……3

Liste des abréviations……4

Sommaire……5

Rapport bibliographique……7

Introduction……8

4. Diversité et valeurs écologiques des micro-écosystèmes aquatiques stagnants……9
   - 4.1. Mares et petits plans d'eau : des écosystèmes multiples……9
   - 4.2. Services écosystémiques associés aux micro-écosystèmes aquatiques stagnants……9
     - 4.2.1. Les « mares » comme alliés face aux défis des changements climatiques……9
     - 4.2.2. De véritables « hot spot » de biodiversité……10
5. Fonctionnement en réseau des micro-écosystèmes aquatiques stagnants : un enjeu fort pour le maintien de la biodiversité……11
   - 5.1. Comment s'organisent les connectivités écologiques au sein des « réseaux de mares » ?……11
   - 5.2. Importance des habitats terrestres pour la biodiversité……13
   - 5.3. Réseaux d'habitats et originalité des peuplements……14
6. Evaluer l'état de conservation des réseaux de mares : Enjeux et difficultés méthodologiques……15
   - 6.1. Le choix du taxon indicateur, entre pertinence écologique et réalité opérationnelle……15
   - 6.2. Evaluer et comparer des habitats hétérogènes, un travail complexe……16
   - 6.3. Difficultés liées à la modélisation des connectivité fonctionnelles……17

Conclusion……18

Bibliographie……19

Rapport analytique……23

Présentation de la structure d'accueil……24

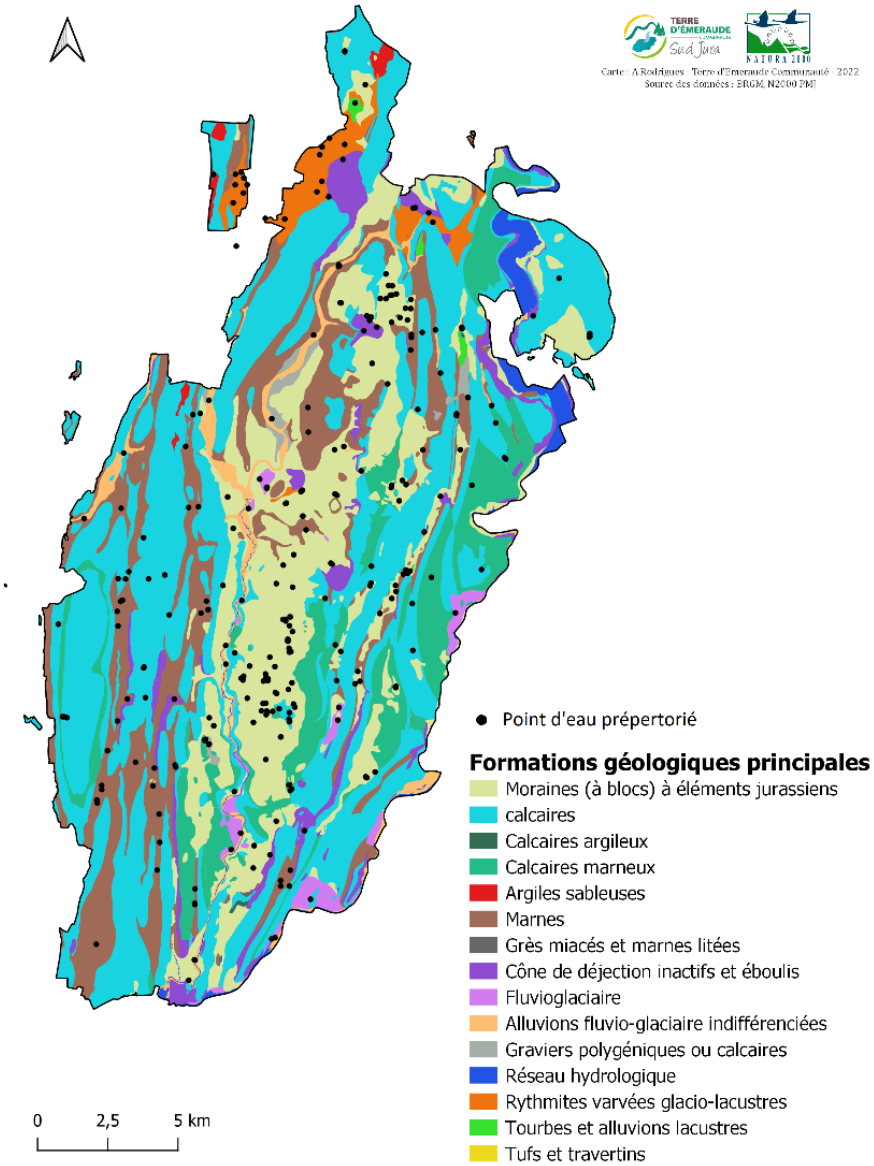
Introduction……25

4. Matériel et méthode……27
   - 4.1. Présentation de la zone d'étude : Site Natura2000 « Petite Montagne du Jura » ……27
   - 4.2. Présentation du taxon : Le Triton crêté (Triturus cristatus, Laurenti, 1768) ……28
   - 4.3. Inventaire des sites et des populations d'amphibiens ……28
   - 4.4. Evaluation de l'état écologique des points d'eau à l'échelle locale……29
     - 4.4.1. Estimation de l'Indice IECMA……29
     - 4.4.2. Analyses statistiques ……30
   - 4.5. Analyse des connectivités fonctionnelles ……31
     - 4.5.1. Carte d'occupation des sols……31
     - 4.5.2. Carte de friction……31
     - 4.5.3. Modélisation des connectivités écologiques……31
5. Résultats……33
   - 5.1. Caractéristiques générales des points d'eau……33
   - 5.2. Résultats de l'inventaire amphibiens……35
   - 5.3. Etat de conservation des points d'eau……36
   - 5.4. Analyse des connectivités fonctionnelles……38
6. Discussion……42
   - 6.1. Retour sur l'inventaire amphibien……42
   - 6.2. Etat de conservation du réseau de points d'eau……43

6.3. Connectivités fonctionnelles des réseaux d'habitats……44
6.4. Connectivités fonctionnelles des réseaux d'habitats……44
6.5. Le réseau de mare face au changement climatiques……45
6.6. Vers une amélioration de l'évaluation……46
Conclusion et démarche de priorisation……47
Bibliographie……48
Table des illustrations……49
Table de tableaux……49
Table des figures……50
Table des matières……51
Annexes……52
Annexe1 : Carte géologique simplifiée du site Natura2000 « Petite Montagne du Jura »……53
Annexe2 : Critères de définition des différentes typologies de points d'eau considérée dans l'inventaire du comme « micro-écosystèmes aquatiques stagnant »……54
Annexe 3 : Grille de notation des différents critères utilisés pour le calcul de l'indice IECMA……54
Annexe 4 : Cartographie bilan des résultats de l'évaluation IECMA sur la zone d'étude……55
Annexe 5 : Cartes de friction produites à l'issue de la procédure Biodispersal……55
Annexe 6 : Tableau de données brut utilisée pour le calcul de l'IECMA ainsi que pour les analyses statistiques……56
Annexe 7 : Cartes de friction produites à l'issue de la procédure Biodispersal……57
Annexe 8 : Exemple type d'imprécision de modélisation des linéaires de haies rencontré avec la cartographie TheiaOSO – 2022……57
Résumé……58
Abstract……59

Annexes

Annexe 1 : Carte géologique simplifiée du site Natura2000 « Petite Montagne du Jura »



Annexe 2 : Critères de définition des différentes typologies de points d'eau considérée dans l'inventaire du comme « micro-écosystèmes aquatiques stagnant ».

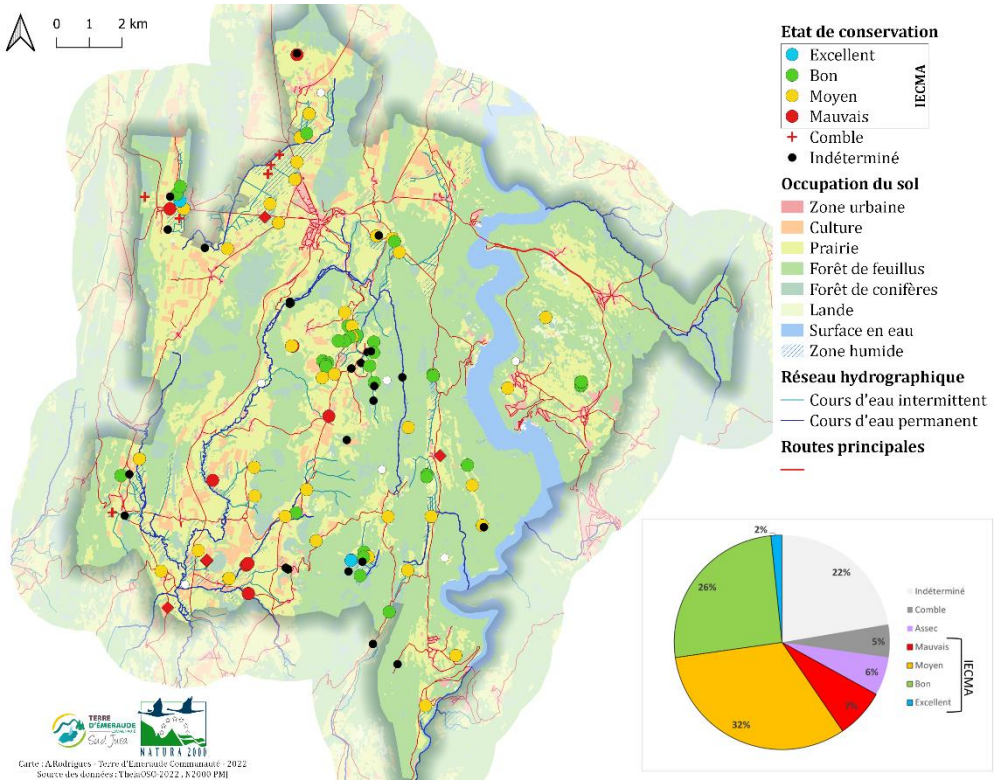
TYPOLOGIE	CARACTERISTIQUES
Mare	Une mare à une profondeur maximale de 2 mètres. La nature des berges et du fond doit être naturelle, c'est-dire dépendante du relief du terrain. Elle offre la possibilité aux plantes aquatiques supérieures de se développer. Elle ne possède pas d'organe de vidange.
Zone humide	Terrain gorgé d'eau de façon temporaire ou permanente. Hauteur d'eau généralement <30cm. Certaines zones présentes une surface d'eau libre pouvant potentiellement attractive pour les amphibiens.
Lavoir / Fontaine	Point d'eau en matériaux artificiel (en pierre, souvent bâtît ancien), colonisé ou non par la végétation
Ornière	Les ornières sont des dépressions, généralement linéaires et argileuses, créées par le passage de véhicules motorisés sur des chemins en terre. Elles font moins de 40 cm de profondeur. Dans les milieux humides elles sont longtemps en eau et sont alors propices aux Amphibiens.
Fossé	Zone de rétention de collecte des eaux pluviales, forme linéaire généralement en bord de route ou de chemin. En eau de façon temporaire ou permanente, plus ou moins végétalisée
Perte	En contexte karstique, zone où disparait un cours d'eau dans le sol par phénomène d'infiltration (dans le secteur d'étude). Le point d'infiltration est plus ou moins mobile dans la zone de perte et peut générer la formation de mare temporaires.
Etang	Retenue d'eau fermé par une digue et possédant un organe de vidange. Alimenté par une source ou sur cours d'eau. La queue de l'étang, souvent en pente douce et de faible profondeur, peut être propice à l'installation d'une végétation aquatique supérieur et donc des amphibiens
Bassin de décantation	Organe d'entretient d'un étang, permet la rétention des boues lors de la vidange. Hor période de vidange ces bassins peuvent s'apparenté à des mares alimentées par les eaux pluviales et propice à la biodiversité
Vasque	Point d'eau très temporaire, formé dans le lit de ruisseaux en cours d'assèchement. Ce type d'habitat peut être propice a des espèces pionnières comme le Sonneur à ventre jaune.

Annexe 3 : Grille de notation des différents critères utilisés pour le calcul de l'indice IECMA. Source : Maillet *et al*, 2017.

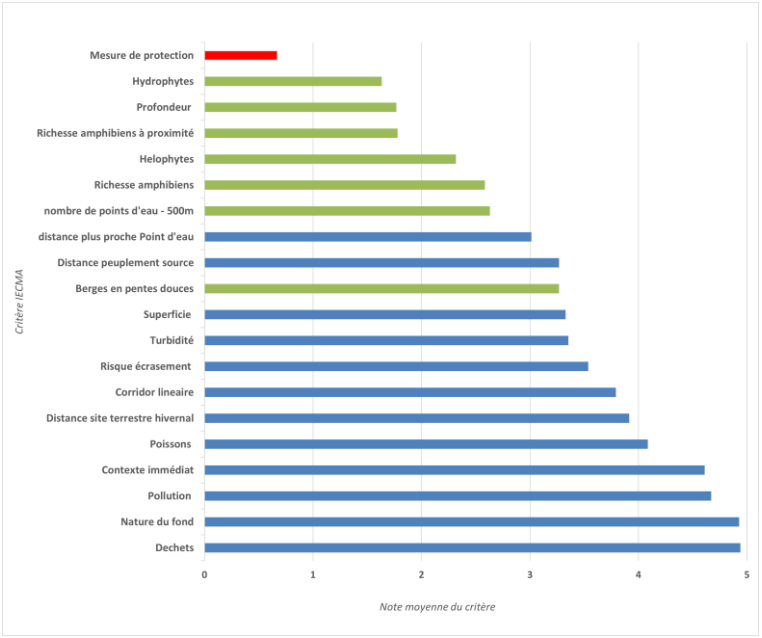
N°	Critère d'évaluation	Très favorable = 5 points	Favorable = 2 points	Défavorable = 0 point	Abréviations : Très favorable / Favorable / Défavorable
1	Contexte immédiat	Zones humides / Prairies / Bois de feuillus	Terres arables / Jardins / Bois résineux	Urbain / Bitume	ContexteF/ContexteM/ContexteNF
2	Superficie (S en m²)	S > 50	50 ≥ S > 10	S < 10	Sgrande/Smoyenne/Spetite
3	Profondeur (P en cm)	150 ≥ P ≥ 100	100 ≥ P ≥50	P > 150 ou P < 50	PF/Pmoy/PNF
4	Turbidité	Limpide	-	Trouble/Opaque	Limpide/TrouOpa
5	Nature du fond	Terrain naturel	Pierre / Béton / Caoutchouc	Plastique	FondN/FondM/FondP
6	Berges en pente douce	BPD ≥ ½ du périmètre	0 < BPD ≤ 1/2	BPD = 0	BergeA/BergeM/BergeNA
7	Recouvrement en hélophytes	Abondant	Clairsemé	Absence	HéloAbon/HéloClair/HéloAbs
8	Recouvrement en hydrophytes	Abondant	Clairsemé	Absence	HydroAbon/HydroClair/HydroAbs
9	Richesse spécifique en Amphibiens	Nb d'espèces ≥ 4	3 ≥ Nb d'espèces ≥ 1	Nb d'espèces = 0	RSabondante/RSmoy/RSnulle
10	Distance avec un peuplement source	≤ 500m	≤ 1000m	> 1000m	PSproche/PSmoy/PSdist
11	Distance à la pièce d'eau la plus proche	≤ 250m	≤ 500m	> 500m	PEPpro/PEPmoy/PEPéloigné
12	Nb de pièces d'eau à moins de 500m	≥ 2	1	0	DensFort/DensMoy/DensFai
13	Distance avec un site terrestre hivernal (pas pris en compte à moins de 100m)	250 ≥ P ≥ 100	500 ≥ P ≥ 250	P>500	HiverPro/HiverMoy/HiverEloi
14	Contigu d'un corridor linéaire	Corridor fonctionnel	Corridor altéré	Absence de corridor	CorFonc/CorAlt/CorNonFonc
15	Zone d'écrasement d'Amphibiens potentielle (à moins de 250m)	Pas de route ou non bitumée	Route bitumée "communale"	Route départementale ou nationale	EcrasFai/EcrasMoy/EcrasFort
16	Richesse en Amphibiens à proximité	Nb d'espèces ≥ 6	5 ≥ Nb d'espèces ≥ 3	2 ≥ Nb d'espèces ≥ 0	RSpAbon/RSpMoy/RSpFai
17	Poissons	Absence	-	Avérée ou Probable	PoisAbs/PoisPres
18	Déchets	Absence	Faible quantité	Quantité importante	DechAbs/DechMoy/DechAbon
19	Pollution chimique ou organique visible	Absente	-	Avérée	PolluAbs/PolluPres
20	Mesures de protection	Conventionnelle ou règlementaire	Propriétaire favorable	Aucune	ProtFor/ProFav/ProtNulle

Classes de notation sur 100 : - de 50 points ☆☆☆ ; + de 50 points ★☆☆ ; + de 70 points ★★☆ ; + de 90 points ★★★

Annexe 4 : Cartographie bilan des résultats de l'évaluation IECMA sur la zone d'étude



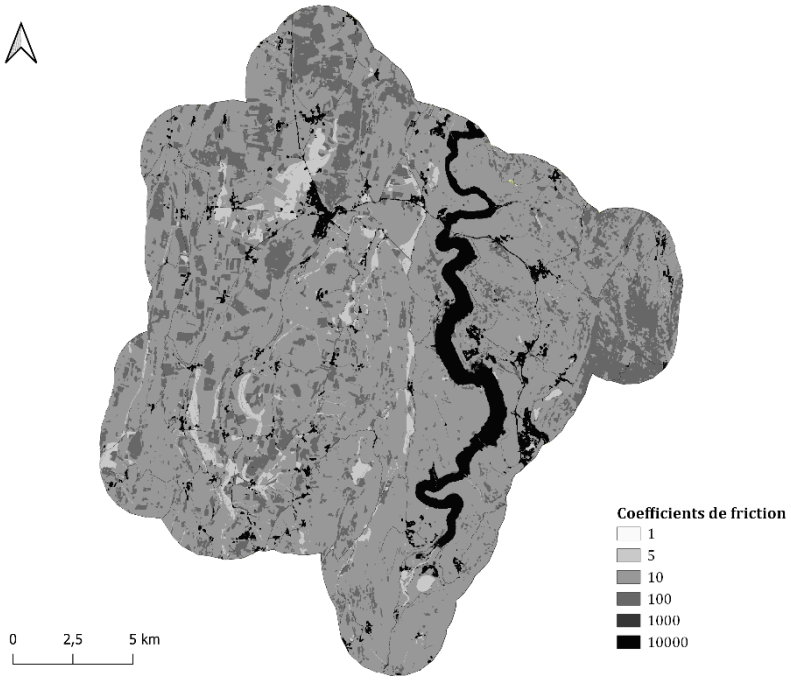
Annexe 5 : Notes moyenne obtenue pour les différents critères IECMA sur la zone d'étude. Les couleurs correspondent à la note médiane obtenue pour le critère (rouge= 0/5, vert=2/5, bleu=5/5)



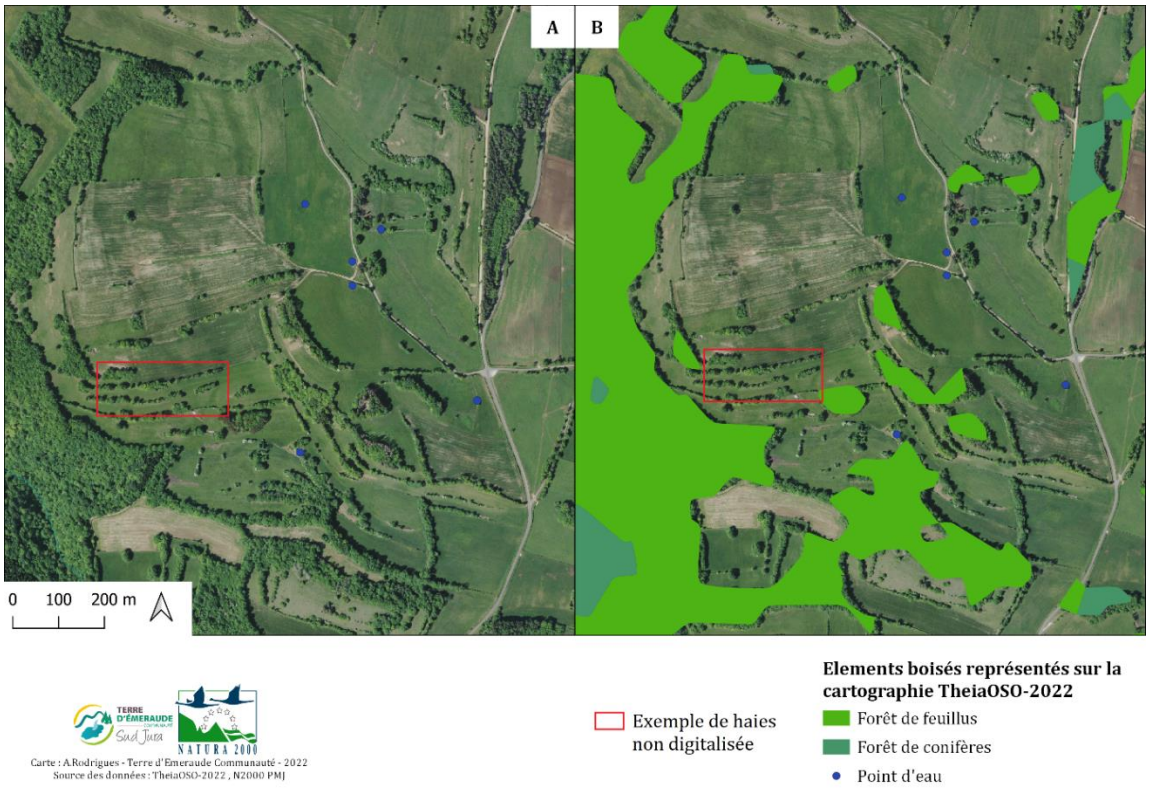
Annexe 6 : Tableau de données brut utilisée pour le calcul de l'IECMA ainsi que pour les analyses statistiques.

Identifiant	Typologie	Hydro_1	Hydro_2	Hydro_3	Richesse spécifique	Contexte	Taille	Profondeur	Turbidité	Fond	Berges	Helophytes	Hydrophytes	Richesse	Dist_peuplement_source	PPPE	densite_point_eau_500m	site_terrestre_hivernal	Corridors	Ecrasement	Richesse_proxi	Poissons	Dechets	Pollution	Protection	IECMA
39045_003	Mare	OUI	OUI	OUI	1	2	5	2	0	5	5	0	0	2	5	5	2	0	2	2	2	5	5	5	0	56,84
39045_004	Etang	OUI	OUI	OUI	2	0	5	0	0	5	0	2	0	2	5	2	5	2	0	2	5	0	5	5	0	47,37
39045_005	Mare	OUI	OUI	NON	6	5	5	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5	5	5	5	0	93,68
39045_006	Mare	OUI	OUI	NON	3	5	5	2	0	5	5	2	0	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2	0	76,84
39045_008	Mare	OUI	NON	NON	0	5	5	0	0	5	5	0	0	0	2	0	0	5	5	5	0	5	5	5	0	54,74
39045_009	Fosse	OUI	OUI	OUI	4	5	5	2	5	5	5	2	0	5	5	5	0	5	5	5	5	5	5	5	0	83,16
39086_001	Mare	OUI	OUI	OUI	3	5	2	5	5	5	0	5	2	2	0	5	0	5	5	2	2	5	5	5	0	68,42
39086_003	Mare	OUI	OUI	NON	1	5	2	0	5	5	2	5	2	2	0	0	0	5	2	5	0	5	5	5	0	57,89
39086_004	Etang	NON	NON	NON	0	5	5	0	5	5	2	2	2	2	0	2	0	5	5	5	0	0	5	5	0	57,89
39086_006	Mare	OUI	OUI	OUI	1	5	5	5	0	5	2	2	0	2	0	0	0	5	5	2	0	0	5	5	0	50,53
39092_001	Mare	OUI	OUI	OUI	0	5	2	0	5	5	2	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	5	5	0	41,05
39106_001	Mare	OUI	NON	NON	0	5	2	0	5	5	5	0	0	0	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5	0	72,63
39106_002	Mare	OUI	OUI	NON	1	5	2	0	5	5	5	0	0	2	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5	0	74,74
39106_003	Mare	OUI	OUI	NON	3	5	5	2	5	5	5	0	5	2	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5	0	85,26
39106_004	Mare	OUI	OUI	NON	3	5	2	0	5	5	2	0	0	2	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5	0	71,58
39200_001	Mare	OUI	OUI	NON	0	5	5	0	0	5	2	2	2	2	5	0	0	2	5	2	0	5	5	5	0	51,58
39200_003	Mare	OUI	OUI	NON	0	2	2	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	2	5	5	0	5	5	5	0	43,16
39290_001	Mare	OUI	OUI	NON	5	5	2	2	5	5	2	5	2	5	0	0	0	2	2	2	0	5	5	2	5	53,68
39290_002	Mare	OUI	OUI	NON	4	5	5	0	0	5	5	5	0	5	0	0	0	2	2	2	0	5	5	2	0	50,53
39290_005	Mare	OUI	OUI	NON	2	5	5	5	0	5	2	2	2	2	5	5	2	2	2	2	0	5	5	5	0	64,21
39290_006	Mare	OUI	OUI	NON	1	5	5	5	0	5	2	2	2	2	5	5	2	2	2	2	0	5	5	5	0	64,21
39290_010	Etang	OUI	OUI	NON	0	5	5	0	0	5	0	0	0	0	2	5	2	0	2	2	0	5	5	5	0	45,26
39290_011	Etang	OUI	OUI	NON	0	5	5	0	0	5	0	0	0	0	2	5	2	0	2	2	0	0	5	5	0	40,00
39290_012	Mare	OUI	OUI	NON	0	5	5	5	0	5	2	0	0	0	2	0	0	5	5	5	0	0	5	2	0	48,42
39290_013	Mare	OUI	OUI	NON	0	5	5	5	0	5	2	0	0	0	2	0	0	5	5	5	0	0	5	2	0	48,42
39290_016	Lavoir	OUI	OUI	NON	4	5	0	2	5	2	2	0	2	5	0	5	2	5	5	5	0	5	5	5	0	63,16
39290_018	Mare	OUI	OUI	NON	2	5	5	2	5	5	5	5	5	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	93,68
39290_019	Etang	OUI	NON	OUI	5	5	5	0	0	5	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	86,32
39290_020	Mare	OUI	OUI	NON	4	5	2	0	0	5	2	2	0	5	5	5	5	5	5	5	5	0	5	5	0	69,47
39290_021	Mare	OUI	OUI	NON	2	5	2	2	5	5	5	2	2	2	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5	0	81,05
39290_022	Mare	OUI	OUI	NON	5	2	5	5	5	5	5	2	5	5	5	2	2	2	2	5	2	5	5	5	0	77,89
39290_023	Etang	OUI	OUI	NON	1	5	5	0	0	5	2	5	0	2	5	2	2	2	2	5	2	0	5	2	0	53,68
39290_024	Mare	OUI	OUI	NON	6	2	0	0	5	5	5	2	2	5	2	0	0	5	5	5	0	5	5	5	0	61,05
39290_025	Mare	OUI	OUI	NON	4	5	2	2	0	5	2	2	2	5	2	0	0	5	5	5	0	5	5	5	0	60,00
39290_026	Mare	OUI	OUI	OUI	1	5	0	0	5	5	5	0	0	2	5	5	5	5	5	5	0	5	5	5	0	75,79
39290_028	Mare	OUI	OUI	OUI	2	5	0	0	5	5	5	0	2	2	2	5	5	5	5	2	0	5	5	5	0	66,32
39307_002	Mare	OUI	OUI	OUI	2	5	5	2	0	5	2	0	0	2	0	0	0	5	5	5	0	5	5	5	0	53,68
39307_003	Mare	OUI	OUI	OUI	1	5	2	2	5	5	5	2	0	2	0	0	0	5	5	5	0	5	5	5	0	61,05
39312_002	Mare	OUI	OUI	OUI	4	5	5	2	5	5	2	5	2	5	2	5	2	5	5	2	0	5	5	5	5	75,79
39312_004	Mare	OUI	OUI	OUI	5	5	5	5	5	5	5	2	5	5	2	0	0	5	5	5	0	0	5	5	5	69,47
39394_M01	Mare	OUI	OUI	OUI	5	5	2	0	5	5	5	2	2	5	0	0	0	5	5	5	2	5	5	5	0	66,32
39394_M03	Mare	OUI	OUI	OUI	2	2	0	0	5	5	5	0	0	2	5	0	0	5	5	5	2	5	5	5	2	58,95
39394_M04	Mare	OUI	OUI	OUI	1	5	0	2	5	5	2	0	5	2	5	5	2	5	5	5	5	5	5	5	5	76,84
39394_M05	Mare	OUI	OUI	OUI	4	5	5	2	5	5	5	5	2	5	5	5	5	5	2	2	2	5	5	5	5	84,21
39394_M06	Mare	OUI	OUI	OUI	2	5	5	5	5	5	5	2	2	2	5	5	5	5	2	2	2	5	5	5	5	81,05
39394_M07	Mare	OUI	OUI	OUI	5	5	5	5	5	5	5	2	5	5	2	5	2	5	5	2	2	5	5	5	5	84,21
39394_M08	Etang	OUI	OUI	OUI	4	5	5	5	5	5	5	5	5	2	5	2	0	0	5	5	5	5	5	5	5	83,16
39394_M09	Abreuvoir	OUI	OUI	OUI	4	5	0	2	5	2	0	0	5	5	2	0	0	5	5	2	0	5	5	5	0	61,05
39394_M10	Mare	OUI	OUI	OUI	1	5	2	2	0	5	5	2	2	2	5	5	5	5	2	2	2	5	5	5	5	69,47
39394_M12	Fosse	OUI	OUI	OUI		5	2	5	0	5	2	2	0	2	0	0	0	5	5	5	0	0	5	5	0	50,53
39397_002	Mare	OUI	OUI	OUI		5	5	0	5	5	5	2	2	2	0	0	0	0	2	0	0	5	5	5	0	50,53
39397_003	Etang	OUI	OUI	OUI	4	2	5	5	0	5	5	2	5	2	5	2	0	5	2	0	0	5	5	5	2	61,05
39397_009	Mare	OUI	OUI	OUI	6	5	5	2	5	5	2	5	0	5	5	2	2	0	2	2	0	5	5	5	0	65,26
39397_010	Mare	OUI	OUI	OUI	4	5	5	2	5	5	2	2	2	5	5	2	2	0	2	0	0	5	0	5	0	56,84
39397_014	Fosse	OUI	OUI	OUI	4	5	2	0	5	5	2	5	2	2	2	2	0	0	2	5	2	5	5	5	0	58,95
39397_015	Mare	OUI	OUI	OUI	1	5	5	5	0	5	2	5	2	2	5	5	2	2	5	5	2	0	5	5	0	70,53
39397_016	Mare	OUI	OUI	OUI	3	5	2	5	5	5	2	2	2	2	5	5	2	0	2	5	2	5	5	5	0	69,47
39423_M01	Etang	OUI	OUI	OUI	0	2	5	0	0	5	2	2	2	2	5	2	2	5	5	5	0	0	5	5	0	56,84
39423_M02	Orniere	OUI	OUI	OUI	2	5	2	0	5	5	5	5	2	2	5	5	2	5	5	5	0	5	5	5	0	76,84
39423_M04	Mare	OUI	OUI	OUI	0	5	2	0	5	5	5	2	2	0	2	2	0	5	2	0	0	5	5	5	0	54,74
39423_M05	Fosse	OUI	OUI	OUI	3	2	5	2	5	5	2	5	5	2	2	2	5	5	2	0	2	5	5	5	0	69,47
39504_001	Mare	OUI	OUI	OUI	0	5	2	0	5	5	5	0	0	0	5	2	5	5	0	0	0	5	5	2	0	53,68
39504_002	Mare	OUI	OUI	OUI	3	5	5	2	5	5	2	5	2	2	5	5	5	5	5	5	2	5	5	5	2	84,21
39504_003	Mare	OUI	OUI	OUI	2	5	0	2	5	5	2	0	0	2	5	5	5	5	5	0	2	5	5	5	0	66,32
39504_004	Mare	OUI	OUI	OUI	3	5	5	2	5	5	5	5	0	2	5	5	5	5	5	0	2	5	5	5	2	80,00
39504_005	Fosse	OUI	OUI	OUI	0	5	0	0	5	5	2	0	0	0	5	5	5	5	5	0	2	5	5	5	0	62,11
39504_006	Mare	OUI	OUI	OUI	6	5	2	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	2	5	5	5	2	85,26
39504_007	Mare	OUI	OUI	OUI	0	5	2	2	5	5	2	5	0	0	5	5	5	5	5	2	2	5	5	5	0	73,68
39504_008	Mare	OUI	OUI	OUI	3	5	5	0	5	5	2	0	0	2	5	5	5	5	5	2	0	5	5	5	0	72,63
39504_009	Etang	OUI	OUI	OUI	4	5	5	0	0	5	2	0	0	2	0	0	2	5	5	5	2	0	5	5	0	47,37
39504_010	Bassin_décantation	OUI	OUI	OUI	2	5	2	0	5	5	2	0	0	2	0	5	2	5	5	5	0	5	5	5	0	61,05
39504_011	Mare	OUI	OUI	OUI	2	5	5	2	0	5	5	2	5	2	5	5	5	5	5	0	5	5	5	5	0	80,00
39504_012	Mare	NON	NON	NON	3	5	2	2	5	5	5	5	2	2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	87,37
39504_013	Mare	OUI	NON	NON	5	5	2	0	5	5	2	5	2	5	5	5	5	5	5	2	2	5	5	5	0	78,95
39504_014	Mare	OUI	OUI	NON	4	5	2	0	5	5	5	5	2	5	5	5	5	5	5	2	2	5	5	5	0	82,11
39504_015	Mare	OUI	NON	NON	0	5	0	0	5	5	5	2	0	2	5	2	5	2	2	5	5	5	5	5	0	68,42
39504_016	Mare	OU	NON	NON	2	5	2	2	5	5	2	2	0	2	5	2	5	2	5	0	5	5	5	2	0	64,21
39504_020	Mare	NON	NON	NON	2	5	2	2	5	5	5	0	5	2	5	2	5	5	5	5	2	5	5	5	0	78,95
39504_021	Etang	NON	NON	NON	3	5	5	5	5	5	2	2	5	2	5	5	5	5	5	5	0	5	5	5	0	85,26
39504_022	Etang	NON	NON	NON	1	5	5	5	5	5	2	5	2	2	5	2	5	5	5	5	0	5	5	5	0	82,11
39504_025	Mare	OUI	OUI	OUI	5	5	2	0	5	5	5	5	0	5	2	2	5	5	5	5	0	5	5	5	0	80,00
39504_030	Etang	OUI	NON	NON	1	2	5	2	0	5	2	2	0	2	0	0	0	2	2	0	0	5	5	5	0	41,05

Annexe 7 : Cartes de friction produites à l'issue de la procédure Biodispersal. A) modèle « Habitat de reproduction », B) modèle « Domaine vital ».



Annexe 8 : Exemple type d'imprécision de modélisation des linéaires de haies rencontré avec la cartographie TheiaOSO – 2022.



Résumé

Evaluation de l'état de conservation du réseau de mares sur le site Natura2000 « Petite Montagne du Jura »

La gestion des réseaux de mares est un enjeu fort du site Natura 2000 « Petite Montagne du Jura » qui abrite plusieurs espèces d'amphibien d'intérêt communautaire et notamment le Triton Crêté, vulnérable sur le territoire. Afin d'assurer la conservation des populations d'amphibiens sensible associées à ces micro-écosystèmes aquatiques stagnants, le site souhaite développer un programme de gestion cohérent à l'échelle du territoire. Cette étude visait donc à mettre en place une évaluation de l'état de conservation du réseau de mares capable de faire ressortir des enjeux prioritaires et d'orienter le gestionnaire dans sa démarche de priorisation. Sur la base d'un inventaire des populations d'amphibiens et des exigence écologiques spécifiques au triton Crêté, une évaluation aux différentes échelles de l'écosystème a été réalisée. La méthodologie d'évaluation IECMA à l'échelle locale ainsi qu'un travail de modélisation des connectivités fonctionnelles à l'échelle du paysage ont permis d'effectuer ce travail. Cette étude met en évidence plusieurs enjeux de conservation. Ainsi, l'état conservation des points d'eau est majoritairement influencée par une combinaison de variables intrinsèques au milieu aquatique (abondance d'hélophytes, présence de poissons, turbidité de l'eau) et de variables environnementales liées à la qualité du domaine vital. La proximité avec des d'habitats boisés d'hivernage est notamment un facteur important pour le maintien des populations d'amphibiens à l'échelle local. L'étude des réseaux de connectivité fonctionnelle a par ailleurs permis de faire ressortir la structure très hétérogène de ces habitats à l'échelle du site, avec un découpage en de nombreux sous réseaux plus ou moins isolés et souligne une fois de plus l'importance des habitats terrestre pour le fonctionnement des populations d'amphibiens. Ce travail nous alerte également sur la relative fragilité des réseaux de point d'eau faces à l'évolution des régimes hydrologiques induits par les changements climatiques. La problématique des assecs précoces et prolongés ressort comme une menace majeure pour la fonctionnalité à moyen termes des écosystèmes de mares et pour le maintien des métapopulations. Si cette étude renferme plusieurs lacunes et biais méthodologiques, Le travail d'évaluation réalisé constitue une première approche pertinente pour hiérarchiser les enjeux de conservation et prioriser les actions, dans une démarche de cohérence à l'échelle du site Natura 2000.

Mots clés : Réseau de mares, Amphibiens, connectivité fonctionnelle, état de conservation, Priorisation

Abstract

Conservation status assessment of the network of ponds on the Natura2000 site "Petite Montagne du Jura”

Pond networks management is a major issue for the Natura 2000 site "Petite Montagne du Jura", which is home to several amphibian species of community interest, including the Crested Newt, which is vulnerable in the area. In order to ensure the conservation of sensitive amphibian populations associated with these stagnant aquatic micro-ecosystems, the site wishes to develop a coherent management program at the scale of the territory. This study therefore aimed to set up an evaluation of the state of conservation of the network of ponds capable of highlighting priority issues and guiding the manager in his prioritization process. Based on an inventory of amphibian populations and the specific ecological requirements of the great crested newt, an evaluation at the different scales of the ecosystem was carried out. The IECMA assessment methodology at the local scale as well as a modeling of functional connectivity at the landscape scale were used to carry out this work. This study highlights several conservation issues. Thus, the conservation status of the waterholes is mainly influenced by a combination of variables intrinsic to the aquatic environment (abundance of helophytes, presence of fish, water turbidity) and environmental variables related to the quality of the home range. Proximity to wooded wintering habitats is an important factor in maintaining local amphibian populations. The study of the functional connectivity networks also revealed the very heterogeneous structure of these habitats on the scale of the site, with a division into numerous more or less isolated sub-networks, and once again emphasizes the importance of terrestrial habitats for the functioning of amphibian populations. This work also alerts us to the relative fragility of the water point networks in the face of changing hydrological regimes induced by climate change. The problem of early and prolonged drought is a major threat to the medium-term functionality of pond ecosystems and to the maintenance of metapopulations. Although this study contains several gaps and methodological biases, the evaluation work carried out constitutes a first relevant approach to prioritize conservation issues and actions, in a coherent approach at the scale of the Natura 2000 site.

Key words: Pond network, Amphibians, functional connectivity, conservation status, Prioritization